T241

Université du Québec
INRS-Eau

Déshydratation des cendres traitées et de résidu métallique lors de la décontamination des cendres volantes d'incinérateur de déchets municipaux

par
Chantal Marcotte
B. Sc. Génie Chimique

Mémoire présenté
pour l'obtention du grade de Maître ès sciences (M.Sc.)

CONFIDENTIEL
A été déconfidentialisé en 2014

Jury d'évaluation

Examinateur Externe	Monsieur François G. Brière Département de génie civil École Polytechnique
Examinateur interne et codirecteur de recherche	Monsieur Jean-François Blais INRS-Eau Université du Québec
Directeur de recherche	Monsieur Denis Couillard INRS-Eau Université du Québec

(10, 08, 1998)

REMERCIEMENTS

Je tiens à remercier sincèrement mon directeur d'études, Monsieur Denis Couillard, qui m'a permis de participer à un beau projet d'actualité au sein d'une équipe formidable. La confiance qu'il avait en moi, son dynamisme, son support moral ainsi que sa très grande compréhension m'ont aidé à amener cette recherche à terme.

De plus, je tiens à remercier tout particulièrement Monsieur Jean-François Blais, codirecteur, qui m'a apporté le souffle final pour me permettre de terminer ces études. Sa grande disponibilité, sa patience, son efficacité, son support technique, ses grands conseils et j'en passe, m'ont apporté la motivation nécessaire à l'élaboration de ce mémoire.

Évidemment, plusieurs autres personnes ne peuvent être passées sous silence. Je remercie aussi Monsieur Guy Mercier, Monsieur Guy Roberge, Madame Christine Sauvageau et Madame Josée Bourgoin pour leurs conseils judicieux. En tout temps, leur expérience dans le domaine et leur patience ont été grandement appréciées.

Finalement, un gros merci à trois personnes qui ont été mes plus grands supporters : mon frère, ma mère et Sébastien. Ils ont toujours continué à m'encourager dans mes démarches afin de me procurer l'énergie et le moral nécessaire à l'élaboration finale de ce mémoire.

RÉSUMÉ

La problématique de gestion des cendres volantes des incinérateurs de déchets municipaux est de plus en plus importante car on doit les enfouir dans des sites sécuritaires. Par ailleurs, il devient de plus en plus difficile de trouver des sites et cette méthode de gestion est très coûteuse.

Une équipe de chercheurs de l'INRS-Eau (équipe du professeur Denis Couillard) a commencé à travailler à la fin de l'année 1991 sur un procédé en laboratoire qui mène à la décontamination de ces cendres, c'est-à-dire un procédé qui permet la mise en solution des toxiques contenus dans les cendres afin de pouvoir les récupérer et en faire un résidu métallique.

Suite à ce procédé de décontamination des cendres volantes, la technologie spécifique présentée ici nécessite la déshydratation de deux types de boues : les cendres volantes après traitement de décontamination et le résidu métallique généré lors du procédé. Une méthode efficace et économique devait ainsi être développée pour mener à bien cette tâche. De plus, à chaque essai de déshydratation, il fallait vérifier que les métaux lourds (toxiques) se retrouvaient bien au bon endroit, c'est-à-dire précipités dans le gâteau de la boue du résidu métallique et non dans les filtrats. Enfin, les filtrats devaient respecter les normes québécoises de rejet à l'égout.

L'étape initiale consistait à faire des essais de conditionnement des deux types de boues. Tout d'abord, des essais de sédimentation ont été effectués afin de voir quels types de polymères réagissaient le mieux avec les boues de cendres et de résidu métallique. D'autres essais de conditionnement à l'aide des " temps de succion capillaires " ont permis de cibler quel polymère utiliser pour chaque boue et à quel concentration.

Pour la boue de cendres traitées, l'utilisation du polymère Percol 351 de la compagnie Allied Colloïd s'est avéré le meilleur. 0.5 kg du Percol 351 par tonne de cendres sèches était suffisant.

Pour la boue de résidu métallique, de la même compagnie, le Percol 338 a été choisi. 0.43 kg de ce polymère par tonne de résidu sec fut amplement suffisant. Dans les deux cas, le conditionnement a permis une bonne floculation des boues, d'en améliorer la filtrabilité mais surtout d'obtenir un bon décollement des gâteaux (partie solide de la déshydratation) des toiles des filtres.

Par la suite, trois méthodes de déshydratation ont été expérimentées pour chaque boue, soit celle des cendres et celle du résidu métallique. D'abord, des essais sur un filtre-presse de 0.2 pi^3 ont été effectués dans une usine pilote. Par la suite, des simulations de la filtration sous vide à petite échelle, en laboratoire, (" leaf-test-kit ") ont été réalisées. Finalement, les industries Fournier ont fait des essais de laboratoire sur un pressoir rotatif. Les paramètres suivants ont été étudiés pour tous les essais : capacité de filtration, siccité des gâteaux et des filtrats, puis matières en suspension contenues dans les filtrats. Ces trois méthodes de déshydratation ont présenté un bon potentiel tant pour la boue de résidu métallique que pour la boue de cendres traitées.

Une fois tous ces résultats compilés et en considérant qu'il faudra déshydrater journellement 18 tonnes de cendres après traitement et trois tonnes de résidu métallique, une brève étude économique fut entreprise afin de comparer les coûts pour chaque type de procédé de déshydratation. Cette analyse permettra aux chercheurs de cibler le procédé qui reviendra le moins coûteux par tonne de cendres avant traitement.

TABLE DES MATIÈRES

LISTE DES TABLEAUX

LISTE DES FIGURES

LISTE DES SYMBOLES

c.a.t : cendre avant traitement

c.t. : cendre traitée

CUM : communauté urbaine de Montréal

CUQ : communauté urbaine de Québec

LTK : leaf-test-kit

MES : matières en suspension

poly. : polymère

RPM : rotation par minute

r.s. : résidu sec

%sub. : pourcentage de submergence

TSC : temps de succion capillaire

INTRODUCTION

Cette recherche est une partie d'un plus gros projet de recherche de deux ans sur la mise au point d'une technologie de décontamination des cendres volantes d'incinérateur de déchets municipaux. Au Québec, il y a non seulement l'incinérateur de la C.U.Q., l'incinérateur de la Régie intermunicipale de gestion des déchets de la rive sud de Québec et l'incinérateur de déchets biomédicaux qui sont très susceptibles de rencontrer le même genre de problème.

La combustion des déchets urbains dans les incinérateurs produits des quantités de cendres qui représentent de 20 à 35 % du poids des déchets : à l'incinérateur de la C.U.Q., il y a donc environ 250 t/jour de cendres de grille et 25 t/jour de cendres volantes. Les cendres de grille ne sont généralement pas considérées comme des déchets dangereux car elles ne relâchent pas de métaux au-delà des normes lors des tests de lixiviation. Les cendres volantes (cendres de chaudières, cendres d'électrofiltres et chaux usée) qui proviennent principalement de l'épuration des gaz de combustion dépassent cependant presque toujours les normes de lixiviation. Les deux métaux problématiques dans la plupart des cas sont le plomb et le cadmium. Techniquement les cendres volantes sont donc des déchets dangereux.

La solution la plus économique pour un déchet dangereux jusqu'à maintenant est le traitement Stablex Canada (environ 222 $/t) qui stabilise les déchets dangereux dans une matrice cimentaire puis enfouit les blocs résultants dans un site spécial que la compagnie possède. À présent, il n'y a que la chaux usée qui est ainsi traitée. Le MEF tolérait jusqu'à maintenant que les cendres de chaudières et les cendres d'électrofiltres soient combinées aux cendres de grille puis enfouies au site d'enfouissement sanitaire de St-Tite des Caps. Dans le nouveau projet de règlement pour la gestion des déchets solides, la séparation de toutes les cendres volantes sera exigée et celles-ci pourraient être enfouies dans une cellule à sécurité maximale séparée. Ceci aura comme conséquence

d'augmenter le coût de disposition de façon marquée. La situation préoccupante des cendres volantes existe aux États-Unis et dans plusieurs pays européens.

Une équipe de recherche de l'INRS-Eau (équipe du professeur Denis Couillard) a mis au point un procédé qui permet l'enlèvement des métaux lourds des cendres volantes à un coût moindre que la stabilisation chez Stablex Canada. Ce procédé de décontamination permet en plus, la récupération par l'industrie de certains métaux tel le zinc.

Ce présent projet vise la déshydratation de deux boues générées lors de ce procédé de décontamination. Une boue de cendres traitées dont l'enlèvement des métaux a été réalisé en grande partie. Cette boue répond aux normes lors des tests de lixiviation. Une deuxième boue qui contient tous les métaux enlevés lors du procédé et qui ont été précipités. Ces deux boues contenaient une grande quantité d'eau à la fin du procédé : il était donc nécessaire de les déshydrater afin qu'elles soient transportables à de faibles coûts.

Cette recherche comporte trois parties principales : tout d'abord, le conditionnement de ces deux boues afin d'en améliorer la floculation et par le fait même la filtrabilité. Ensuite, des essais de différentes méthodes de déshydratation telles que la filtration sous vide, la filtration sur filtre-presse et la déshydratation sur pressoir rotatif. Finalement, une brève analyse technico-économique afin de déterminer la méthode la plus économique pour déshydrater ces deux types de boue.

1. PROBLÉMATIQUE DE LA GESTION DES CENDRES VOLANTES D'INCINÉRATEURS

1.1 Production et caractéristiques des cendres d'incinérateurs

La combustion des déchets urbains dans les incinérateurs produit des quantités importantes de cendres qui représentent 20 à 35 % du poids des déchets (Bawkon, 1991). Selon Karstensen et Lund (1989), la combustion des matières réduit le volume des déchets de 90 %.

Le produit résultant de cette oxydation est principalement composé de cendres de grille (mâchefer) et de cendres volantes. Les particules les plus fines se retrouvent avec la chaux qui sert à neutraliser le gaz acide en fin de parcours : cette phase est nommée chaux usée.

Les cendres volantes se classent parmi les déchets dangereux. Produites lors de l'épuration des gaz de combustion par les électrofiltres et les précipitateurs à chaux. Les cendres volantes rejettent des quantités importantes de métaux (Pb, Zn, Cd et Hg) lors des tests de lixiviation.

La quantité de cendres d'incinérateurs de déchets municipaux est impressionnante. Aux États-Unis, elle s'élève à 4 millions de tonnes par année (Kiser et Repa, 1989 ; Theis et Gardner, 1990). Les cendres volantes représentent 10 % des cendres de grilles (soit 25 t/d versus 250 t de cendres de grilles à la C.U.Q.). Ceci implique qu'il y a environ 400 000 t de cendres volantes produites par année aux États-Unis.

La grosseur des particules des cendres volantes est beaucoup plus faible que celle des cendres de grilles. Il y a quatre types principaux de cendres volantes. Il y a d'abord les cendres volantes au niveau de la chaudière qui sert à produire la vapeur. Il y a aussi les cendres volantes, récupérées par les électrofiltresdont la grosseur est d'environ 220 à 230 µm, l'aire spécifique de 2.8 à 36.9 m^2/g, le poids spécifique de 2.1 à 4.0, la densité globale de 0.78 à 1.04 g/cm^3 et le pourcentage de solides

volatils (imbrûlés) de 2 à 4 % (Theis et Gardner, 1990). En ce moment, la majorité des cendres volantes produites aux États-Unis sont de ce type. Ce genre de cendres volantes est enrichi en soufre et présente des concentrations particulièrement fortes en Pb, Zn, As et Cd (Theis et Gargner, 1990). Les éléments majeurs sont Ca, Na, et K qui se présentent probablement sous forme de $CaSO_4$, NaCl et KCl (Theis et Gardner, 1990 ; Ontiveros *et al.,* 1989). Ces cendres ont un pH variant de 6.24 à 10.26 environ (Sawell et Constable, 1988).

Un autre type de cendre volante est produit lorsque celles-ci sont récupérées par un système fonctionnant à l'eau. Ce type de cendre est plus rare mais sa gestion cause aussi des problèmes car la boue de cendres produites passe rarement le test de lixiviation (Bagchi et Sopchich, 1989). Un quatrième type de cendre a été produit dans la dernière décennie à cause des normes plus sévères sur les émissions aériennes de Hg, HCl, Pb et Cd. Après les électrofiltres, les gaz de combustion sont refroidis de 270°C à 110-140°C par un jet d'eau puis ils pénètrent au fond d'un épurateur sec formé d'un cyclone qui élimine les grosses particules des cendres volantes. Les gaz sont ensuite traités à la chaux hydratée en poudre qui est injectée avec de l'air comprimé par une buse unique dirigée vers le bas dans le passage du gaz. Ce système de dépollution du gaz entraîne la formation une chaux usée qui représente, à la C.U.Q., 30 % du poids des cendres volantes.

La composition inorganique des cendres de déchets municipaux a été étudiée par plusieurs chercheurs. Le Tableau 1 tiré de Theis et Gardner (1990) reporte des valeurs trouvées dans la littérature.

Les sources des métaux sont nombreuses. Linak et Wendt (1993) ont essayé de répertorier quelques sources de métaux toxiques. D'après eux, l'incinération de stabilisants de matières plastiques génère du chrome, cuivre, plomb, étain et du zinc. On trouve aussi du chrome dans les peintures, les encres, les vernis, certaines briques réfractaires. Tout comme le chrome, le nickel est utilisé dans la fabrication d'acier inoxydable. L'arsenic est présent dans les insecticides, les vernis de protection du bois, le verre, les pigments et les semi-conducteurs.

L'antimoine, le chrome, le plomb et le baryum sont en grandes concentrations dans différents types de déchets militaires. Ces métaux se trouvent aussi dans les organométalliques et les sels de métaux présents dans les fongicides, ainsi que dans les déchets métalliques des industries d'électroplaquage.

Tableau 1 Composition élémentaire représentative de cendres de déchets municipaux

Élément	Cendres volantes	Cendres de grille
Al (%)	0.53 - 17.6	1.3 - 24.6
Ca (%)	3.3 - 27	0.59 - 11.2
Fe (%)	0.09 - 8.7	0.1 - 32
K (%)	1.1 - 6.58	0.09 - 2.4
Mg (%)	0.5 - 2.1	0.04 - 0.86
Na (%)	0.97 - 4.95	0.08 - 14.2
P (%)	-	0.04 - 0.83
S (%)	1.9 - 3.6	0.27 - 1.0
Si (%)	0.18 –26.6	0.18 -18.8
As (g/g)	9.4 - 750	1.3 - 24.6
Ba (g/g)	88 - 9000	47 - 9000
Cd (g/g)	<1 - 1120	1.1 - 442
Cl (g/g)	1200 - 11200	2000 - 10000
Co (g/g)	25 - 54	-
Cr (g/g)	21 - 1900	13 - 520
Cu (g/g)	69 - 2000	630 - 4281
F (g/g)	155 - 3100	130 - 250
Hg (g/g)	0.09 - 35	0.03 - 3.5
Mn (g/g)	171 - 8500	50 - 3100
Ni (g/g)	38.6 - 960	110 - 210
Pb (g/g)	200 - 26600	110 - 8000
Se (g/g)	0.48 - 15.6	< 2.5
V (g/g	110 - 166	-
Zn (g/g)	800 -152000	200 - 36100

Sawell et Constable (1993) ont analysé les contaminants organiques dans les cendres de déchets municipaux. Dans les cendres de grille, les concentrations de dibenzodioxines polychlorés (PCDD) et de dibenzofurannes polychlorés (PCDF) variaient de la limite inférieure de la limite de détection à 0.43 mg/g, tandis que les concentrations en hydrocarbures aromatiques polycycliques (HAP) variaient considérablement, de 0.23 à 19 000 ng/g de cendre. Les concentrations de biphényles polychlorés (BPC), de chlorophénols (CP) et de chlorobenzènes (CB) allaient de valeurs inférieures à la limite de détection à 164 ng/g. Dans les cendres volantes, les concentrations de PCDD et de

PCDF se situaient à des valeurs inférieures à la limite de détection jusqu'à 1 040 ng/g, tandis que les concentrations de HAP variaient de valeurs inférieurs à la limite de détection à 9 400 ng/g. Les concentrations de BPC, de CB et de CP variaient aussi de valeurs inférieures à la limite de détection à plus de 9 600 ng/g.

La conception et le fonctionnement de l'incinérateur influent sur l'efficacité de destruction et sur les concentrations de contaminants organiques dans les divers flux de cendres. En général, la température de combustion (≅ 1000°C) est suffisamment élevée pour détruire ou volatiliser la plupart des composés organiques.

Toutes les cendres volantes d'incinérateurs de déchets municipaux sont le résultat de combustion à haute température. De ce fait, plusieurs composés acides volatils (CO_2 H_2S, HCl) sont chassés dans les gaz et les cendres devraient logiquement être basiques lors d'une réaction avec l'eau (Theis et Gardner, 1990). Ce n'est pas toujours le cas et la gamme de pH des cendres volantes récupérées par électrofiltres sont de 6.24 à 10.26 (Theis et Gardner, 1990 ; Sawell et Constable, 1988). En fait, la formation d'acides sulfureux ou sulfurique peut produire une cendre volante acide et la présence d'hydroxyde de fer et d'aluminium hydrolysés lors du contact avec l'eau favorise un pH acide (Theis et Gardner, 1990). Les cendres de grilles sont, pour leur part, basiques (pH 11.08 à 12.02) (Theis et Gardner, 1990).

1.2 Modes de disposition des cendres d'incinérateurs

Malgré les problèmes pouvant être amenés par le relargage des métaux des cendres lors de leur disposition, elles sont ensevelies, à l'heure actuelle, dans des sites réguliers d'enfouissement sanitaire faute d'un autre mode raisonnablement économique de gestion (sauf à Montréal où elles sont enfouies dans un site argileux qui tire à sa fin). Cette pratique menace les eaux souterraines et la qualité des cours d'eau. Au Québec, l'incinérateur de la C.U.Q. et celui des déchets biomédicaux de Gatineau font face à ce problème. Alors que la régie intermunicipale de gestion des déchets de

l'île de Montréal prévoit la construction d'un incinérateur gigantesque, celle-ci a été retardée par le Bureau d'audience publique sur l'environnement qui leur a demandé de recommencer leur étude justifiant le projet. Tous les incinérateurs feront face à ce problème.

Chez nos voisins du sud, la plupart des états considèrent les cendres volantes comme un déchet spécial qui ne peut être enfoui dans un site régulier avec des déchets domestiques. Une pratique, maintenant courante, est de disposer des cendres (sans déchet, "monofill") dans un site équipé d'une membrane de plastique. Les eaux de lixiviation sont récoltées et traitées et un système de surveillance est installé (Bawkon, 1991). Ce mode de gestion peut, cependant, être assez coûteux.

En Allemagne, les cendres volantes sont considérées comme déchets dangereux ainsi que dans l'état de Washington (U.S.A.) où quatre cendres volantes sur cinq sont considérées comme déchets extrêmement dangereux (ILSR, 1987). Cependant, aux États-Unis, les cendres d'incinérateurs sont exclues de la loi sur les déchets dangereux.

Les cendres de grilles relarguent moins souvent (38 % des incinérateurs, Dennison, 1988) des métaux lors des tests de lixviation et il semble généralement admis que la plupart des cendres de grilles peuvent être enfouies dans une décharge ordinaire (ILSR, 1987 ; Bridle *et al.,* 1987 ; CCME, 1991a). Le Conseil canadien des Ministres de l'Environnement (CCME, 1991a) et Bridle *et al.* (1987) ont recommandé que les cendres volantes soient séparées des cendres de grilles et que les premières soient traitées (stabilisation ou autres) avant d'être disposées sécuritairement.

Les cendres volantes de la combustion du charbon et les cendres de grilles ont été utilisées à de nombreuses fins parmi lesquelles : matériel de remplissage, matériel de stabilisation des routes, ajout à du ciment, amendement en micronutriments pour les vers à soie, adsorbants de substances toxiques, fabrication de briques (Theis et Gardner, 1990).

Cependant, ces usages ne sont pas possibles dans le cas des cendres volantes d'incinérateurs de déchets municipaux qui libèrent beaucoup de métaux lors des tests de lixiviation. Les cendres volantes du charbon ne lixivient pas actuellement de quantités importantes de métaux (Theis et Gardner, 1990 ; Bridle *et al.,* 1987).

La stabilisation (chimique ou thermique) est aussi un mode de disposition des cendres volantes. Stablex a mis au point un procédé de stabilisation chimique des cendres volantes qui consiste à mélanger le résidu avec de l'eau et des additifs tels que la chaux, des silicates hydratés, de l'alumine et/ou du ciment Portland. Le déchet est ainsi stabilisé de sorte que son potentiel lixiviable est beaucoup diminué. L'inconvénient de ce procédé est qu'il est très coûteux (Tecsult, 1993).

Sawell *et al.* (1989) ont essayé de stabiliser les cendres volantes en les mélangeant à du ciment Portland et trois types de matières pouzzolaniques résiduaires servant d'agents solidifiants (poussières de four à ciment, laitier de haut fourneau et cendres volantes de charbon). Les résultats de solidification varient selon le type de résidus et le type d'agent solidifiant. D'après eux, ce traitement est acceptable pour réduire la solubilité des métaux traces dans les cendres volantes.

Le Centre canadien de traitement des eaux usées de Burlington (Environnement Canada) a essayé de mettre au point avec la coopération de la compagnie Montenay (Gestionnaire de l'incinérateur de la C.U.Q.) un nouveau procédé de stabilisation des cendres volantes de la C.U.Q. à l'aide de ciment. Ce procédé a finalement échoué car les blocs de ciment formés se désagrégeaient après deux ans (conversation téléphonique le 14 juin 1994 avec Madame Maria Szymanska de l'incinérateur de Vancouver). Le CCME (1991a) à ce sujet mentionne qu'il faudrait soumettre les cendres volantes à un pré-traitement afin de réduire leur teneur en chaux, car cette chaux excédentaire nuit à la durabilité du bloc solidifié.

Pour ce qui est de la stabilisation thermique, il existe trois procédés différents. La vitrification, l'encapsulation et la liaison thermique (Tecsult, 1993).

La vitrification consiste à chauffer le résidu afin de le fusionner. Il forme ainsi un produit granulaire qui n'est pas propice à la lixiviation des métaux lourds. Cette technologie est en voie d'être opérationnelle au Québec. Puisqu'Hydro-Québec construira une usine pour traiter les scories d'aluminium. Cette technologie a aussi été expérimentée sur des cendres volantes de boues d'épuration mais les recherches ont été arrêtées faute de partenaire industriel.

L'encapsulation est effectuée en ajoutant un agent coagulant qui enrobe des particules de cendre et abaisse le point de fusion du mélange. Les granules produites sont ensuite enflammés afin de créer une couche fondue à la surface qui prévient toute lixiviation.

La liaison thermique consiste à mélanger les résidus d'incinération avec une poudre d'argile puis à chauffer le mélange cendres argile ce qui diminue la lixiviation des métaux.

Certaines de ces technologies, que ce soit la stabilisation chimique, thermique ou avec du ciment Portland, semblent prometteuses. Cependant, les coûts ne sont pas encore tous déterminés. De plus, ces technologies ne permettent pas la récupération des métaux lourds contenus dans les cendres afin de pouvoir s'en sservir à divers usages.

1.3 Impacts des cendres volantes sur l'environnement

L'enfouissement des cendres de grille ne pose pas vraiment de problème puisque les métaux lourds se retrouvent à même la matrice de la cendre et se solubilisent difficilement. Ces dernières sont peu caractérisées face au test de lixiviation à pH 4.5 requis par le ministère de l'Environnement et de la Faune du Québec (MEF) pour leur caractérisation.

Les cendres volantes, par contre, se retrouvent parmi les déchets dangereux. Elles rejettent des quantités importantes de métaux (Pb, Zn, Cd, et Hg) lors des tests de lixiviation. Malgré les problèmes pouvant être amenés par le rejet de métaux lors de leur disposition, elles sont enfouies, à l'heure actuelle, dans des sites réguliers d'enfouissement sanitaire faute d'autre mode

raisonnablement économique de gestion. Cette pratique menace les eaux souterraines et la qualité des cours d'eau.

Aux États-Unis, il existe 203 incinérateurs de déchets domestiques et 82 % des cendres volantes ne passent pas le test de toxicité (extraction procédure) (ILSR, 1987). En fait, 9 cendres volantes sur 11 ne passent pas le test d'extraction (ILSR, 1987). Dennison (1988) rapporte que 100 % des 19 cendres volantes testées par le test américain (extraction procédure) ont produit des lixiviats au-delà des normes sur les déchets dangereux.

Il y a principalement trois types de cendres volantes. Les cendres de chaudière, celles récupérées par les électrofiltres et la chaux usée. Le mélange de chaux usée, de cendres de chaudière et de cendres d'électrofiltres rejettent très facilement le plomb : en effet le lixiviat obtenu avec de l'eau du robinet de la ville de Ste-Foy (pH 7), avait un pH 12 et contenait jusqu'à 45 mg Pb/L (10 % ST), ce qui est beaucoup plus élevé que le 5 mg Pb/L (pH 4.5) permis d'après les règlements sur les déchets dangereux (Environnement Québec, 1989). Deux essais faits selon le test de lixiviation du MENVIQ ont donné deux lixiviats dont le pH était de 4.5 et qui contenait jusqu'à 40 mg Pb/L et 210 mg Pb/L (la norme pour le Pb est de 10 mg Pb/L d'après les règlements sur les déchets dangereux (Environnement Québec, 1989). (Bureau Région de Québec, MENVIQ données obtenues auprès de Jean-Pierre Létourneau).

Trois études majeures ont permis de démontrer que les métaux des cendres volantes placées dans un "monofill" peuvent être lessivés à de fortes concentrations. Le Tableau 2 donne un aperçu global des résultats de ces études.

Eighmy *et al.* (1989) qui ont effectué une étude en lysimètre, ont trouvé de fortes concentrations de Pb, très peu de produits organiques ainsi que des chlorures, sulfates, potassium, sodium, calcium et

Tableau 2 Études de lixiviation sur le terrain

Élément	Gamme en mg/L		
	Hjelmar (1987)*	U.S. E.P.A. (1987)*	Goldman (1988)*
As	0.5 - 25	5 - 218	4 - 25
Cd	0.1 - 5	< 0.1 - 44	0.1 - 44
Cr	1 - 80	6 - 1530	1 - 91.4
Pb	1 - 190	12 - 2920	5 - 2920
Hg	0.05 - 1	1 - 8	0.005 - 8
Se	-	2.5 - 37	5 - 8

* rapporté dans Theis et Gardner

strontium (pH 10 à 12) (Theis et Gardner, 1990). D'après le Tableau 2 et l'étude de Eighmy *et al.* (1989), il devient évident que les cendres volantes relâchent actuellement des quantités importantes de métaux dans leur lixiviat à des concentrations qui sont beaucoup plus fortes que celles permises par les règlements sur les déchets dangereux du ministère de l'Environnement et de la faune du Québec (Pb 5 mg/L, Cd 2 mg/L, As 5.0 mg/L Cr 5 mg/L et Se 1 mg/L, Environnement Québec, 1989).

Des études en laboratoire simulant les conditions réelles ont également été effectuées (Wadge, 1987), permettant ainsi d'étudier la spéciation et la fixation des métaux dans les cendres volantes. À l'aide des résultats obtenus, il est possible d'estimer la mobilité environnementale et la biodisponibilité des éléments traces. On a découvert que la lixiviation des éléments traces dans les sites d'enfouissement était relativement rapide (cinq années de précipitation). Selon cette même étude, on a découvert que le Se démontrait la plus grande solubilité, même s'il est présent à des concentrations relativement basses (926 µg/kg). Ensuite viennent le Pb (639 µg/kg) et le Cd (478 µg/kg).

1.4 Retombées économiques de la gestion des cendres

Les coûts de disposition des cendres volantes par stabilisation chimique-enfouissement ou encore stabilisation thermique suivie de l'enfouissement sont très élevés : on génère un déchet dangereux coûteux. De plus, l'enfouissement de déchets dangereux, tels que les cendres volantes, ne permet pas d'en récupérer les métaux lourds.

En 1985, aux États-Unis, il coûtait en moyenne 12.79 $ US/t pour disposer des cendres volantes en décharge ordinaire (déchets domestiques) alors que le coût moyen (sans transport) pour l'enfouissement comme déchet dangereux était de 200 $ US/t (ISLR, 1987).

Le coût en 1993, de disposition de la chaux usée chez Stablex par la stabilisation chimique suivie de l'enfouissement est de 222 $/t (Stablex, conversation avec M. Benoît Delisle de la C.U.Q.). Étant donné les coûts assez élevés, la C.U.Q. envoie seulement les chaux usées chez Stablex (~3 000 t/année). À 222 $/t, la stabilisation de 9 000 tonnes de cendres volantes de la C.U.Q. coûterait environ 2 000 000 $ par année.

Pour ce qui est des trois technologies de stabilisation thermique (vitrification, encapsulation et liaison thermique), elles semblent prometteuses, mais leurs coûts ne sont pas encore vraiment déterminés. La vitrification suivie de l'enfouissement sanitaire coûterait environ 500 $/t. A ce prix, il en couterait environ 4 500 000 $ par année pour stabiliser les 9 000 t de cendres volantes de la C.U.Q.

Devant ces coûts de gestion élevés, plusieurs chercheurs ont tenté d'extraire les éléments de valeurs contenus dans les cendres de diverses sources (Theis et Gardner, 1990).

1.5 Décontamination des cendres volantes d'incinérateur

Olivier et Carey (1976a et 1976b) ont essayé de rentabiliser l'extraction du phosphate et des métaux

des cendres (totales) d'incinération de boues d'épuration par un procédé avec H_2SO_4 60 % suivi de la récupération des métaux par électroplaquage. Les principales valeurs qu'ils retiraient sont celles du phosphate qui est très important dans les cendres, mais qui est beaucoup plus faible (5 à 20 fois moins) que dans les cendres de déchets municipaux (Theis et Gardner, 1990). Ce procédé ne pourrait, donc, pas être rentable pour les cendres qui sont l'objet de cette étude.

Smith et Condra (1983) ont plus récemment proposé une récupération presque économique du fer et de l'aluminium (production de coagulant) contenus dans les cendres volantes de combustion du charbon à l'aide de NaOH 15 % (90°C) suivi de HCl (15 %, 90°C). Ces cendres ont, cependant, beaucoup plus de fer et d'aluminium que les cendres qui nous concernent (Theis et Gardner, 1990). De plus, les métaux toxiques sont présents dans les produits obtenus (coagulant) et ils contamineront irrémédiablement les boues qui seront produites à l'aide de ceux-ci. Ceci équivaut à déplacer le problème et ne s'inscrit pas dans une philosophie de développement durable.

Le seul ouvrage recensé qui semble avoir un potentiel de réussite bien que limité est le traitement des cendres volantes dans une solution de HCl à pH 3 avec NaCl 1 M (Legiec *et al.*, 1989a, 1989b)formant un mélange de 5 % ST. Or, les études menées à l'INRS-Eau indiquent qu'il en coûterait environ 85 $/t en HCl seulement pour acidifier le mélange des cendres volantes de la C.U.Q. Si on considère que le coût total du procédé est environ quatre fois celui des produits chimiques (selon l'expérience de l'équipe d'assainissement de l'INRS-Eau dans l'étude technico-économique sur des procédés de décontamination des boues d'épuration), cela donne un coût de 340 $/t. À cela, il faut ajouter le coût du NaCl et de la chaux en fin de traitement. Comme il est très peu probable que la valeur commerciale des métaux recyclés couvrent une partie importante de ce coût, il ne semble pas que le procédé sera plus économique que la stabilisation.

Les chercheurs qui envisageaient de récupérer les métaux par électroplaquage, ont des difficultés à plaquer sélectivement le Pb, le Zn, le Cd, le Ni et le Cu en présence d'une quantité importante de fer qui peut causer de graves problèmes. À l'heure actuelle, il n'y a aucune solution à ce problème

avancée dans la littérature. Un des chercheurs, Monsieur David Kosson, rejoint par téléphone le 8 juin 1994, nous a informé que les recherches sur ce procédé avaient cessé car le coût du procédé est trop important.

L'extraction des métaux en milieu aqueux peut-être envisagée d'un autre point de vue ; des méthodes ont été développées par une équipe de chercheurs de l'INRS-Eau pour effectuer l'enlèvement des métaux lourds des boues d'épuration (Couillard *et al.,* 1988a, 1988b, 1988c, 1988d), des sols contaminés (Couillard *et al.,* 1989), des résidus miniers (Barette et Couillard, 1991) et enfin des sédiments (Couillard *et Mercier.,* 1992). La méthode en question prône l'utilisation de la bactérie *Thiobacillus ferrooxidans*, dont l'action optimisée en réacteur permet de solubiliser environ 90 % du Cu, Zn et Mn contenus dans les boues d'épuration (Couillard et Mercier, 1990, 1991a, 1991b). L'utilisation de cette bactérie permet de produire de l'acide sulfurique et du sulfate ferrique, abaissant ainsi le pH et créant des conditions oxydantes. Ces conditions favorisent la solubilisation de la plupart des métaux lourds.

Le procédé à l'aide des thiobacilles a été mis à l'épreuve parallèlement à un procédé chimique. Le but étant de maximiser la solubilisation des métaux lourds. Ces procédés de décontamination des cendres volantes d'incinérateurs de déchets municipaux seront présentés au Chapitre 3 puisqu'ils sont directement reliés à la présente étude.

2. DÉSHYDRATATION DES CENDRES D'INCINÉRATION

Le présent projet vise la déshydratation des cendres d'incinération décontaminées, ainsi que du résidu métallique issu du procédé de décontamination. Puisque la déshydratation de ces matériaux n'a pas fait l'objet d'études préalables, il a donc été nécessaire de répertorier à partir de la littérature scientifique et technique, les procédés de déshydratation employés à d'autres usages, afin d'identifier les options les plus prometteuses. Ce chapitre décrit donc les divers procédés d'épaississement, de conditionnement chimique, thermique ou autres, de déshydratation et de séchage couramment utilisés à travers le monde, ainsi que ceux ayant fait l'objet de travaux de démonstration industrielle.

2.1 Épaississement

L'épaississement constitue la première étape de la plupart des circuits de traitement des boues. L'épaississement est avantageux pour plusieurs raisons. Il améliore le rendement de digestion, si celle-ci est prévue, et en réduit le coût d'investissement. Il réduit le volume des boues à disposer (enfouissement sanitaire, épandage agricole, rejet en mer, etc.). De plus, le procédé augmente l'économie des systèmes de déshydratation (centrifugation, filtres-presses, filtration sous vide, etc.).

2.1.1 Décantation

Dans le cas de la décantation, aussi appelée épaississement gravitaire, la suspension boueuse est introduite dans une cuve cylindrique où le temps de séjour est élevé. Ceci permet le tassement des boues qui sont évacuées par raclage par le fond, tandis que le liquide surnageant est évacué par le haut. Cette technique peu coûteuse est largement répandue, notamment pour l'épaississement des boues primaires municipales (Degrémont, 1989).

2.1.2 Flottation

Dans le cas des boues activées, l'épaississement peut se faire également par flottation à l'air dissous. Cette technique entraîne une dépense énergétique nettement supérieure à la décantation, qui est compensée par les bénéfices retirés au niveau de la performance de l'épaississement et donc au niveau de toute la chaîne de traitement des boues (Martin et Bhattarai, 1991). Les concentrations de boues activées ainsi traitées sont régulièrement comprises entre 3.5 et 5 %, soit 1.5 fois celles atteintes par épaississement gravitaire.

2.1.3 Centrifugation

L'épaississement des boues se fait aussi, dans certains cas, par centrifugation dans des centrifugeuses cylindriques continues à buses.

2.1.4 Drainage

Dans les petites stations, l'épaississement peut également se faire après floculation des boues par un apport de polymère et drainage sur un champ horizontal de grilles fines, raclé en permanence par des lames de caoutchouc (Degrémont, 1989).

2.1.5 Système *BEST*

Un nouveau procédé d'épaississement "*système BEST*" a été développé au Japon récemment (Fukuda, 1994). Cette technique consiste en une combinaison, en une seule étape, de l'épaississement et de la floculation chimique. L'ajout d'un coagulant métallique (sels de fer ou d'aluminium) avec un apport de polymères amphotères, cause la formation de gros flocs de boues (8 à 20 mm) qui sont aisément séparés de l'eau interstitielle, dans un réacteur agité muni d'un système spécialisé d'épaississement. La concentration de solides dans les boues épaissies est constante entre 3 et 4 % ST avec un fort taux de capture (> 95 %). Les coûts d'opération de ce système sont de

20 % supérieures à ceux de l'épaississement gravitaire, toutefois, il est plus fiable et plus performant.

2.2 Conditionnement

L'opération des différents équipements de déshydratation nécessite au préalable de procéder à la floculation des boues afin de casser la stabilité colloïdale et pour augmenter artificiellement la taille des particules. Le conditionnement a recours à des procédés de nature physique (thermique principalement), mais plus souvent de nature chimique (ajout de réactifs minéraux ou de polymères de synthèse).

2.2.1 Conditionnement chimique

De nombreux électrolytes minéraux à cations polyvalents pourraient être utilisés. Cependant, pour des raisons de coût-efficacité, on emploie le plus souvent des sels métalliques, tels que le chlorure ferrique, le chlorosulfate ferrique, le sulfate ferrique, le sulfate ferreux et, à un degré moindre, les sels d'aluminium. Une introduction de chaux, consécutive à celle de l'électrolyte, est souvent d'un grand intérêt pour améliorer la filtrabilité des boues. Un excellent mélange des réactifs minéraux avec les boues doit être obtenu. La floculation des boues s'effectue dans des bacs agités en série, le premier servant pour le sel métallique et le second pour la chaux. Les temps de séjour sont de l'ordre de 5 à 10 minutes. Une période supplémentaire de mûrissement du floc est souvent profitable, mais une agitation prolongée et trop forte peut, dans certains cas, détériorer la filtrabilité des boues conditionnées.

Les polyélectrolytes synthétiques (polymères) sont aujourd'hui largement employés pour le conditionnement des boues d'épuration. La floculation renforce l'action de coagulation. L'ajout de polyélectrolytes après celui des coagulants permet une floculation extrêmement marquée, par formation de ponts entre particules, grâce aux longues chaînes ramifiées des polymères. Les

polyélectrolytes cationiques sont surtout performants pour le conditionnement de boues à teneur élevée en matières organiques colloïdales ou à teneur élevée en fibres cellulosiques. Les polyélectrolytes anioniques sont, quant à eux, surtout utilisés avec les suspensions boueuses à caractère minéral prépondérant (boues denses hydrophobes, boues d'hydroxydes métalliques).

L'association de deux polyélectrolytes, anionique et cationique, permet de réduire le coût global du conditionnement de certaines boues ou d'obtenir une floculation plus efficace. Pour certaines applications (déshydratation sur filtre-presse par exemple), le polyélectrolyte peut être associé à un sel métallique: précoagulation au sel ferrique et, ensuite, constitution d'un floc moins hydrophile à l'aide du polyélectrolyte.

Les polyélectrolytes habituellement fournis en poudre sont, dans un premier temps, dilués dans une solution mère (4 à 6 g/L), puis une autre dilution, la solution fille, est préparée et est injectée dans les boues, où la floculation est souvent très rapide. La caractéristique principale d'un floc obtenu par ajout de polyélectrolyte est sa fragilité, parfois très grande. Ainsi, lors de l'opération de tout procédé de déshydratation employant ces réactifs, il faut éviter des cuves à agitation trop violente, des temps de floculation trop longs et des pompages destructeurs des boues conditionnées. Cette caractéristique des flocs de boues conditionnées fait en sorte que les points d'injection des polyélectrolytes sont à l'amont presque immédiat du système d'essorage, avec un mélange efficace mais bref.

2.2.2 Conditionnement thermique

L'augmentation de la température des boues conduit à une transformation irréversible de sa structure physique, surtout si elles contiennent une forte proportion de matières organiques et colloïdales. Durant le chauffage, les gels colloïdaux sont éliminés et l'hydrophilie particulaire diminue fortement. La température de chauffage employée pour le conditionnement thermique

varie entre 150 et 200°C pendant 30 à 60 minutes, selon le type de boue et la filtrabilité désirée (Degrémont, 1989).

Ce mode de traitement est applicable à toutes les boues à prédominance organique et permet l'obtention de performances relativement stables par rapport au conditionnement chimique. De plus, ce traitement permet un épaississement important et rapide des boues après le traitement (cuisson) et l'obtention de boues décantées à plus de 120 g MES/L et même 200 g MES/L. La structure des boues est améliorée de sorte qu'une filtration sans apport de réactifs est toujours possible. De fait, de très fortes siccités des gâteaux de filtre-presse sont atteintes (> 50 % ST) après un conditionnement thermique.

L'implantation du conditionnement thermique requiert cependant un investissement coûteux en comparaison au conditionnement chimique. De plus, le traitement thermique entraîne la production de filtrat fortement chargé en matière organique et en azote ammoniacal qui doit être recyclé en tête de la station d'épuration. Des mesures de prévention spéciales doivent aussi être prises pour limiter les inconvénients occasionnés par la production d'odeurs: couverture des épaississeurs et bassins de rétention, limitation des purges des réacteurs de cuisson et désodorisation de l'air dans les principales enceintes (cuisson, épaississement, déshydratation).

Plusieurs systèmes de cuisson des boues peuvent être utilisés toutefois, dans tous les cas, on recherche une récupération maximale de calories en provenance des boues cuites pour préchauffer les boues à cuire, de sorte que l'apport exogène de calories ne correspond qu'à un réchauffement complémentaire de l'ordre de 25 à 40°C. Cette récupération est effectuée dans des échangeurs tubulaires à contre-courant.

2.2.3 Conditionnement par congélation

La solidification totale des boues par congélation, pendant un temps suffisant, permet de réduire très efficacement la quantité d'eau liée à la matière et ainsi de regrouper les particules. Ce regroupement

demeure stable après la fonte de la glace, et la filtrabilité des boues est alors nettement améliorée. La congélation s'effectue pendant une durée de 1 à 4 heures, à des températures de l'ordre de -10 à -20°C.

Jusqu'à maintenant, la congélation-décongélation (système fréon-glycol le plus connu) a été appliquée principalement aux boues à prédominance minérale, difficiles à déshydrater. Ce conditionnement coûteux en énergie est souvent associé à une filtration sous vide très performante avec l'obtention d'une siccité de gâteaux supérieure à 30 % ST (Degrémont, 1989).

2.2.4 Conditionnement par apport de matières sèches

L'apport de matières sèches, généralement inertes, améliore la cohésion des boues, disperse le milieu colloïdal et, ainsi agit favorablement sur la filtrabilité. L'ajout de substances minérales tels que le carbonate de calcium, le gypse, les cendres volantes et le charbon permet de réduire les doses des réactifs habituellement employés dans les boues à conditionner. L'effet essentiel recherché est l'amélioration de la texture du gâteau, soit pour en faciliter la manutention, soit pour permettre une exploitation optimale des équipements de déshydratation. La combinaison de boues minérales denses (décarbonatation, lavage de gaz, sulfate de calcium, boues de papeterie, etc.) avec des boues biologiques est également profitable. Les apports de matières sèches, pour être efficaces, sont en général de l'ordre de 20 à 40 % des matières en suspension (MES) initiales des boues (Degrémont, 1989).

2.2.5 Conditionnement électro-acoustique-osmose

Ce procédé constitue davantage une amélioration du conditionnement chimique qu'un procédé de conditionnement en lui-même. Il combine un processus d'électro-osmose, qui entraîne l'eau en dehors des capillaires vers la surface et un traitement aux ultrasons, qui oriente les particules dans leur position la plus stable, facilitant ainsi le drainage à travers le gâteau de boues. Ce conditionnement peut être combiné à la déshydratation sur filtres-presses et sur filtres à bandes. Des

gains de siccité dépassant 10 % ont été observés en laboratoire par l'utilisation de ce procédé. Toutefois, la mise en application de cette technologie à l'échelle industrielle demeure onéreuse (Degrémont, 1989).

Un système de filtres-presses à plateaux incluant un traitement par électro-osmose a été développé au cours des dernières années au Japon (Kondoh et Hiraoka, 1990). Ce nouveau type de filtre-presse permet une augmentation de 40 à 50% de la siccité des gâteaux de boues. La comparaison des coûts de déshydratation et de disposition des boues a démontré que cette technique pourrait être plus économique que la filtration sous pression à plateaux classique et la filtration sur bandes presseuses. Les coûts en énergie électrique sont toutefois haussés considérablement suite à l'application du traitement d'électro-osmose.

2.2.6 Conditionnement par solvants ou huiles

L'ajout aux boues de solvants ou d'huiles, permet, dans certaines conditions de température, de séparer plus facilement, par voie mécanique, les matières sèches, tout en ayant la possibilité de récupérer une bonne partie du solvant. Toutefois, la faisabilité technico-économique de cette pratique à l'échelle industrielle n'a pas été démontrée. Certains autres produits chimiques tels que le formol, le glyoxal, les amines hydrophobes, peuvent, en principe, améliorer la qualité de déshydratation des boues. Toutefois, le gain en siccité est très variable et les coûts d'utilisation sont onéreux (Degrémont, 1989).

2.3 Déshydratation

Les procédés de déshydratation permettent de donner aux boues une consistance physique plus solide. La déshydratation des boues s'effectue principalement par centrifugation, filtration sous vide, filtration sous pression, filtration sur bandes-presseuses, ainsi que par séchage sur lit de sable ou par congélation-décongélation. Les techniques de déshydratation des boues ont été discutées

récemment dans les revues préparées par Hurdle (1992), NTIS (1993a, b, c) et Weismantel (1993). L'historique des technologies de déshydratation des boues a été décrite par Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993). Plusieurs documents disponibles présentent des études comparatives entre les diverses techniques de déshydratation (Andreasen et Nielsen, 1993 ; Coker *et al.,* 1991 ; Lowe et Shaw, 1992; Nielsen, 1992).

2.3.1 Centrifugation

La centrifugation est utilisée pour déshydrater et épaissir les boues résiduaires. La centrifugeuse est un tambour ou un bol cylindrique qui tourne sur lui-même pour créer la force de séparation. Lorsque les boues liquides sont introduites à l'intérieur de la centrifugeuse en rotation, les matériaux plus denses sont séparés les premiers et tapissent les cloisons intérieures, puis sont éjectés du système. Les centrifugeuses les plus courantes sont à convoyeur et à bol, à bol perforé et à disques. Dans le cas des boues résiduaires d'assainissement, les appareils employés habituellement sont les centrifugeuses continues à bol cylindro-conique d'axe horizontal (Degrémont, 1989). Selon Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993), les rendements typiques de déshydratation des boues par centrifugation varient entre 18 et 31 %.

Ce système permet de travailler en mode continu dans une enceinte close et compacte, réduisant ainsi les inconvénients associés aux odeurs des boues. La centrifugation est performante pour la séparation des solides de plusieurs types de boues et ne nécessite qu'une surveillance réduite. Toutefois, cette pratique présente certains inconvénients, dont la nécessité d'isolation phonique de la salle de déshydratation, la consommation énergétique importante et la nécessité d'employer une main-d'oeuvre plus qualifié que pour l'opération des systèmes de filtration (Degrémont, 1989). Plusieurs études de performance et économique de la centrifugation des boues d'épuration sont répertoriées dans la littérature (Andreasen et Nielsen, 1993 ; Garelli *et al.,* 1990 ; Horenstein *et al.,* 1990 ; MacConnell *et al.,* 1991 ; Nielsen, 1992 ; Smollen, 1990).

Nichols (1992) fait état d'une amélioration de la performance de la centrifugation par une injection de vapeur ou de dioxyde de carbone. Ces techniques, appliquées à grande échelle dans une station d'épuration de Chicago (Illinois), permettent de hausser les siccités des boues d'environ 4 à 5 % et 2 à 3 % respectivement, par rapport à la centrifugation conventionnelle. Les bilans énergétiques révèlent que ces approches réduisent sensiblement la consommation électrique globale de la déshydratation des boues.

Le développement de centrifugeuses à forte capacité " *High Solid Centrifuges* " ont permis de redonner un peu de vigueur à la centrifugation des boues d'épuration. Les unités de ce nouveau type d'équipement sont des versions améliorées de la centrifugeuse à bol cylindrique conventionnelle, permettant l'obtention de siccités de gâteau variant entre 25 et 30 %. Ces équipements sont plus onéreux que les centrifugeuses conventionnelles et requièrent davantage d'énergie électrique. Toutefois, les performances accrues permettent de réduire les coûts d'opération des étapes de traitement situées en aval (Metcalf & Eddy, Inc., 1992b)

.2.3.2 Filtration sous vide

La filtration sous vide, la plus ancienne des techniques de déshydratation mécanique, n'a plus aujourd'hui que des applications limitées. Les filtres utilisés pour l'essorage des boues municipales sont du type à tambour rotatif et à auge ouverte. Le filtre rotatif à tambour est essentiellement constitué d'un cylindre tournant, partiellement immergé dans un bac contenant les boues à filtrer. Ce cylindre est formé par la juxtaposition de compartiments étanches et recouverts d'une toile unique de filtration. Les compartiments sont placés successivement sous vide ou à l'atmosphère. La filtration des boues s'effectue sous des vides industriels de 300 à 600 mm Hg. La vitesse de rotation du tambour varie entre 8 et 15 tours par heure. Les toiles filtrantes sont constituées de fibres synthétiques avec une porosité variant entre 30 et 100 µm. Des études portant spécifiquement

sur la filtration sous vide ont été réalisées, il y a plusieurs années, par Gales et Baskerville (1970) et Tenney *et al.* (1970).

2.3.3 Filtration sous pression en chambres étanches

La filtration sous pression en chambres étanches (filtres-presses à plateaux chambrés classiques, filtres-presses classiques à plateaux membranes, filtres-presses automatiques) permet d'appliquer sur le gâteau des pressions très élevées (5 à 15 bars et parfois plus). Ceci permet d'obtenir des siccités de gâteaux généralement supérieures à 30 % pour la majorité des boues organiques préalablement conditionnées. Une revue de la déshydratation des effluents et boues d'épuration sur filtres-presses a été proposée par Cheremisinoff (1992).

Filtres-presses à plateaux chambrés classiques

Le filtre-presse à plateau " *recess plate press* " est constitué principalement par une batterie de plaques évidées, verticales, juxtaposées et appuyées fortement les unes contre les autres par des vérins hydrauliques placés à une extrémité de la batterie. Sur les deux faces des plaques sont appliquées des toiles filtrantes de mailles fines (10 et 300 μm). Les boues à filtrer arrivent sous pression, dans les chambres de filtration par l'intermédiaire d'orifices aménagés généralement au centre des plateaux. La durée d'utilisation des toiles est très variable, mais 1 500 à 2 000 cycles sont régulièrement atteints. Le Tableau 3 fait état des performances habituelles obtenues par déshydratation sur filtres-presses à plateaux. Plusieurs études de performance et économiques des filtres-presses classiques sont présentées dans la littérature (Lowe et Shaw, 1992 ; Mayer, 1989 ; Mininni *et al.,* 1984, 1991 ; Smollen, 1990).

Filtres-presses à plateaux membranes

Les filtres-presses "*membrane filter press*" ressemblent de l'extérieur aux filtres-presses classiques. L'une des faces internes de chaque plateau est cependant revêtue d'une membrane plastique ou en caoutchouc. L'autre face de la chambre de filtration est classique avec une rainurage du plateau et toile de filtration. De plus en plus, les constructeurs proposent des membranes de plastique sur les deux faces de la chambre de filtration. La membrane est alors elle-même rainurée et revêtue d'un milieu filtrant (Degrémont, 1989).

Tableau 3 Échelle de performance des filtres-presses (Degrémont, 1989)

Type de boues	Conditionnement (kg/tonne)	Capacité de filtration ($kg/m^2.h$)	Siccité du gâteau (%)
Mixte non-digérée (> 75 % de SV)	20-40 $FeCl_3$ 100-150 CaO	3-4	40-48
Mixte non-digérée (≈ 50 % de SV)	40-70 $FeCl_3$ 150-220 CaO	2-3	36-44
Mixte non-digérée (> 65 % de SV)	4-6 Polyélectrolyte	2-3	26-33
Mixte dig. Anaérobie	Conditionnement thermique	2.5-5	45-60
Mixte dig. Anaérobie (≈ 50 % de SV)	50-80 $FeCl_3$ 160-240 CaO	2-3	36-42
Mixte non-digérée (> 65 % de SV)	0-80 $FeCl_3$ 5-8 Polyélectrolyte	2-3.5	26-33
Mixte dig. Aérobie	60-100 $FeCl_3$ 180-280 CaO	1.5-3	31-37
Physico-chimique (100 mg $FeCl_3$/L)	180-300 CaO	1.5-2.5	33-45
Physico-chimique (40 mg $FeCl_3$/L)	5-8 Polyélectrolyte	2-3	30-35

Contrairement aux filtres-presses classiques, où le système de mise sous pression par pompage provoque des gradients de pression à l'intérieur de la chambre de filtration, le gonflage de la membrane permet d'exercer une pression uniforme sur toute la surface du gâteau (Lowe et Shaw, 1992). Il s'ensuit une amélioration de la siccité des gâteaux et dont l'enlèvement des plateaux est facilité par leurs qualités uniformes.

Une étude comparative menée par Lowe et Shaw (1992), entre l'opération d'un filtre-presse classique et un filtre-presse à membrane a démontré qu'avec ce dernier il était possible de réduire le temps de compression de 6 à 2 heures. De plus, les siccités de gâteaux de boues étaient supérieures avec le filtre à membrane (27 à 29 %) qu'avec le filtre classique (22 à 25 %). Une autre étude comparative effectuée par Andreasen et Nielsen (1993), fait état de siccités de boues plus élevées par filtration sous pression avec membranes de plastique que par la centrifugation ou la filtration sur bandes presseuses. L'étude de Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993) fait état de rendements typiques de déshydratation des boues sur filtres-presses à membranes de plastique de type Lenser variant entre 15 et 36 % de solides.

L'installation des filtres-presses à membranes est toutefois plus onéreuse que les filtres-presses classiques à plateaux et que les filtres à bandes presseuses (Andreasen et Nielsen, 1993 ; Degrémont, 1989 ; Nielsen, 1992). Ces filtres demandent également plus d'entretien. Andreasen et Nielsen (1993) suggèrent l'emploi des filtres à membranes de plastique lorsque que les coûts de disposition finale des boues sont particulièrement élevés, notamment dans le cas de l'enfouissement sanitaire et de l'incinération.

Un autre type de filtre-presse à membrane prometteur, le filtre-presse tubulaire est à l'état de développement en Afrique du sud (Rencken et Buckley, 1992). Les résultats obtenus après cinq mois d'expérimentation attestent de siccités de boues, après déshydratation, se situant entre 23 et 41 %, avec une moyenne de 31 % de solides (Metcalf & Eddy, 1992b).

Filtres-presses automatiques

Les filtres-presses classiques, même les plus perfectionnés, nécessitent toujours la présence d'un opérateur pour surveiller et aider à la décharge des gâteaux. Des filtres-presses entièrement automatisés, ont donc été développés récemment afin de réduire les coûts de main-d'oeuvre. On retrouve notamment le filtre-presse multicellulaire à plateaux verticaux, le filtre-presse multicellulaire à tambour et le filtre-presse monocellulaire à plateaux membranes horizontal.

Le filtre-presse multicellulaire à plateaux verticaux est un filtre à plateaux membranes qui se caractérise par les deux innovations suivantes: 1) les plateaux s'écartent tous ensemble à l'ouverture du filtre, provoquant la décharge simultanée des gâteaux ; 2) lorsque le filtre est ouvert, les toiles filtrantes accrochées à un système mobile sont déroulées vers le bas, provoquant ainsi l'éjection forcée du gâteau de filtration. Ces filtres qui présentent des capacités de filtration de 5 à 10 fois supérieures à celles des filtres classiques sont, toutefois, de 2 à 3 fois plus coûteux que les filtres-presses classiques et leur entretien est plus complexe.

Le filtre-presse multicellulaire à tambour est constitué d'une toile filtrante enroulée autour d'un tambour percé d'orifices d'alimentation en boue. Des cellules filtrantes retenues par une enveloppe fixe extérieure au tambour, sont appliquées sur la toile, constituant ainsi des chambres de filtration étanches. À chacune de celles-ci correspond un des orifices alimentés, à travers un distributeur rotatif, par la pompe à boue haute pression. L'enlèvement des gâteaux de boues s'effectue par la rotation du tambour et le déroulement de la toile. Dans la partie basse de l'appareil, la toile s'écarte du tambour pour être raclée et lavée. Les capacités de filtration sont 6 à 10 fois supérieures à celles d'un filtre-presse classique. Parcequ'ils ne permettent que le passage de particules fines, ces appareils sont réservés à la déshydratation de boues fines (traitement de surface, boues de clarification et de décarbonatation).

Le filtre-presse monocellulaire à plateaux membranes horizontaux (*système SQEEZOR*) fonctionne en mode d'opération continu. La filtration se fait selon le principe de filtration en couche mince (3 à 6 mm) par l'intermédiaire d'un système plateau et membrane. Il comprend un filtre à bandes presseuses simplifié (avec pré-conditionnement au polyélectrolyte, égouttement en zone de drainage et pré-pressage dans la zone d'enroulement) et une chambre étanche de filtration. Les capacités de filtration de cet équipement sont 15 à 20 fois supérieures à celles d'un filtre-presse classique. Pour assurer une opération en continu, l'ensemble de la presse est mobile et avance avec les toiles. Les temps de pressage étant très courts (1 à 2 minutes), il est préférable de réserver cet appareil à des boues présentant, après conditionnement aux polyélectrolytes, de faibles coefficients de compressibilité et des siccités limites supérieures à 35 % (boues peu hydrophiles).

2.3.4 Filtration sur bandes presseuses

La filtration sur bandes presseuses est très utilisée pour plusieurs raisons: 1) grande facilité d'exploitation, 2) faible coût d'exploitation et coût d'investissement modéré, 3) continuité du procédé, 4) simplicité de la mécanique, et 5) production de boues pelletables.

Dans cette technique, le pressage des boues se fait entre deux toiles filtrantes qui sont comprimés progressivement et qui s'enroulent successivement autour de tambours perforés et de rouleaux dont la disposition varie selon le type de filtre. Dans les filtres à bandes presseuses, le pressage s'effectue dans une enceinte ouverte. Ces équipements permettent d'obtenir des résultats satisfaisants avec la plupart des boues organiques ou d'hydroxydes, les siccités obtenues étant très proches des siccités limites. Ils existent plusieurs types de filtres à bandes presseuses, dont les filtres *Superpress* (*ST, SP, SPI, SL, HD et DEG*) pour les stations de moyenne et forte capacités et les filtres à bandes pour petites stations d'épuration (*GD-Presse, T-DEG*). Une description détaillée de ces différents types de filtres à bandes est présentée dans le document de Degrémont (1989). Le Tableau 4 fait état des performances normales atteintes avec les filtres *Superpress*. Selon Halcrow

Gilbert Associates Ltd (1993), la siccité des boues produites par les filtres à bandes presseuses varient de 21 à 26 %.

Hashimoto et Hiraoka (1990) ont examiné l'influence de diverses caractéristiques des boues sur la performance de la filtration sur bandes presseuses. Smollen (1990) a présenté les résultats d'études comparatives de coûts et de performance de la filtration sur bandes presseuses avec les autres techniques de déshydratation des boues.

Tableau 4 Échelle de performance des filtres à bandes presseuses *Superpress* (Degrémont, 1989)

Type de boues	Type de filtres	Siccité initiale (%)	Polyélectr. (kg/tonne)	Capacité (kg/m.h)	Siccité finale (%)
Primaire dig.* anaérobie (SV < 50 %)	ST	6-9	1.5-3	400-500	30-35
	SP			500-700	28-32
	HD			600-800	34-38
Mixte non-digérée	ST	3.5-4.5	4-6	150-300	20-26
	SP			250-400	18-23
Mixte dig. anaérobie	ST	2-3	5-6	120-250	19-24
	SP			200-300	17-22
Mixte dig. aérobie	ST	1.8-2.5	4-7	100-150	16-21
	SP			150-250	14-19
	SL			80-130	14-19
Physico-chimique ($FeCl_3$ < 50 mg/L)	ST	6-8	2-4	300-450	29-35
	SP			400-700	26-32
	HD			400-700	30-35

*dig.=digéré

De nouvelles générations de filtres à bandes presseuses plus performantes ont vu le jour récemment, notamment aux Pays-Bas (van der Roest *et al.*, 1993).

2.3.5 Pressoirs rotatifs

Le pressoir rotatif est une nouvelle technique conçue et développée au Centre de recherche industrielle du Québec (CRIQ) et commercialisée par les Industries Fournier Inc. Le principe de fonctionnement est simple. Les boues à déshydrater sont alimentées dans un canal rectangulaire à la périphérie d'une roue, dont les parois latérales sont constituées d'éléments filtrants rotatifs, lesquelles laissent passer le liquide et retiennent les solides. La roue en mouvement exerce une force de compression et d'entraînement sur la matière à essorer. Cette force de compression conjuguée à la faible pression d'alimentation des boues et à la restriction exercée mécaniquement à la sortie permet d'obtenir un gâteau de siccité élevée. Ce procédé qui est simple d'opération et peut être opéré en mode continu, permet l'obtention de siccités de gâteau de boues élevées, des capacités de filtration compétitives et de bons taux de capture des solides. Ce système est aussi totalement fermé ce qui réduit considérablement la production d'odeurs. Le principe de fonctionnement de ce système a été décrit en détails par Barbulescu (1985) et Barbulescu et Barbulescu (1989).

Cette technologie a déjà été implantée dans quelques stations d'épuration québécoises. On note par exemple, l'installation de cinq unités (chaque unité a une capacité d'environ 0.6 tonne/heure) à la station de traitement des eaux usées de la CUM, quatre unités à la station de Longueuil, deux unités à la station Auteuil de ville Laval, deux à la station de St-Jean d'Iberville et une unité à l'usine de Donnacona. Une deuxième génération du pressoir rotatif est en cours d'expérimentation à la station d'épuration de la CUQ-Est.

2.3.6 Presses à vis

Les presses à vis sont constitués d'une vis (simple ou double) qui tourne lentement dans un cylindre perforé à larges mailles en comprimant les boues. La compression est possible en limitant la sortie du gâteau par formation d'un bouchon de boues déshydratées à la sortie du système. Les principaux avantages de cette technologie sont le peu de dépense énergétique nécessaire, ainsi que la compacité

du système. Ces appareils ne permettent d'essorer efficacement que des boues très fibreuses tel que les boues primaires de papeterie (Degrémont, 1989 ; Metcalf & Eddy, Inc., 1992b).

2.3.7 Lits de séchage

Le séchage des boues sur des lits de sable drainés, longtemps la technique la plus utilisée, est en régression du fait des grandes surfaces de terrain nécessaires, des dépenses de main-d'oeuvre qu'elle entraîne, ainsi que des performances dépendantes des conditions climatiques. Dans les régions tempérées, la durée possible de séchage naturel est d'une centaine de jours. Les temps de séchage varient habituellement de trois semaines à un mois et demi selon les conditions climatiques, pour sécher 30 à 40 cm de boues liquides. La déshydratation sur lit de séchage comporte une première phase de drainage et une seconde d'évaporation. La siccité peut atteindre 40 et même 60 % en cas d'ensoleillement optimal (Adrian, 1978 ; Degrémont, 1989).

L'utilisation de l'énergie solaire pour chauffer l'air insufflé dans des installations fermés de lits de séchage a également été explorée en Égypte (Hossam *et al.,* 1990). Cette pratique n'est toutefois pas envisageable dans les régions tempérées.

Au cours des dernières années, une méthode de déshydratation sur lit de séchage assisté d'un système de vide a été proposée. Le principal avantage de cette approche est de réduire le temps de déshydratation des boues et ainsi, de diminuer les effets inhérents aux conditions climatiques. Ce nouveau système a été discuté par Metcalf & Eddy, Inc. (1992b).

Une amélioration du rendement des lits de séchage peut être obtenue par l'ajout de polyélectrolytes, ce qui permet de hausser considérablement les vitesses de drainage (Banks et Lederman, 1990). Dès que la dimension de la station le permet, la solution la plus sûre est de prévoir un poste de filtration mécanique de secours pour les périodes de l'année où les lits ne sont plus opérationnels.

L'utilisation combinée de lits de séchage pour la période estivale et de lits de congélation-décongélation pour la période hivernale est également d'intérêt, particulièrement pour des régions tempérées comme au Québec. Cette combinaison a d'ailleurs été suggérée par Marklund (1990) de Suède. La déshydratation sur lits de séchage de boues d'étangs aérés facultatifs conditionnées chimiquement ou par gel-dégel a d'ailleurs été testée avec succès au Québec (Desjardins *et al.*, 1991).

2.3.8 Lits de congélation

La capacité de la congélation-décongélation de favoriser la déshydratation des boues est connue depuis plusieurs décennies. Une des premières observations en ce sens a été faite par Babbitt (1931), qui a noté que les boues se drainent et se sèchent beaucoup mieux au printemps, lorsqu'elles ont subit une congélation préalable pendant la période hivernale. Cette amélioration de la déshydratation est attribuable à la formation de cristaux de glace qui croissent en incorporant des molécules d'eau pure dans leur structure. Ce faisant, les impuretés, comme les solides des boues, sont rejetées par le front de glace où elles sont compressées et déshydratées. Lors de la fonte de la glace, les solides des boues demeurent dans leur état compressé, ce qui favorise le drainage et la déshydratation des boues (Vesilind et Martel, 1990 ; Vesilind *et al.*, 1991).

Après plusieurs années de recherche, le " U.S. Army Cold Regions Research and Engineering Laboratory " a développé une nouvelle unité opérationnelle de déshydratation appelée lit de congélation " freezing bed " (Martel, 1991, 1993). Ce système économique est la version nordique des lits de séchage et semble fort intéressant pour les conditions climatiques rencontrées au Québec. Il est constitué d'un bassin rectangulaire en béton, assez profond pour recevoir successivement plusieurs couches de boues d'environ 8 cm, chacune des couches est déposée après le gel de la couche précédante. Au Québec, durant la saison hivernale, une épaisseur d'environ 1 m de boues peut être congelée. Le fond du lit est équipé d'un circuit de drainage dans une couche de sable

(Martel, 1989a). Les boues digérées aérobies et anaérobies ainsi traitées ont des teneurs finales en solides se situant entre 24 et 40 % (Martel, 1993 ; Martel et Diener, 1991).

Des essais de gel-dégel de boues chimiques d'étangs aérés facultatifs effectués à la station d'épuration de Sainte-Julie (Québec) se sont avérés prometteurs. La siccité moyenne des boues déshydratées a été de près de 44 % (Goyette *et al.,* 1994).

2.3.9 Micro-ondes

L'enlèvement de l'eau des boues par chauffage aux micro-ondes a été exploré par Collins *et al.* (1991). Les analyses effectuées démontrèrent que l'emploi de cette technologie pour déshydrater les boues de 5 à 30 % de solides approximativement, nécessite une consommation excessive d'énergie électrique, pour une utilisation industrielle. Par contre, cette voie semble intéressante pour augmenter jusqu'à environ 50 % la siccité de boues dont la concentration de solides se situe à environ 30 ou 35 %. Cette hausse de la siccité des boues peut être profitable pour certains types de traitement finaux comme l'incinération.

2.4 Hypothèse de recherche

Les essais sur filtre-presse ont été faits dans une usine pilote. Les boues étaient conditionnées successivement avant d'être filtrées sur un filtre-presse de marque Thames Technologies (modèle 470 mm) constitué de 4 plaques dont les toiles filtrantes présentaient une superficie unitaire de 0.196 m^2. Une seule plaque a été employée pour les essais de déshydratation. Les toiles filtrantes employées avaient une porosité voisine de 50 à 100 m. Les boues ont été déshydratées jusqu'à l'obtention d'une pression hydraulique de 100 psi. Pour la boue de cendres traitées, le temps de filtration variait de 15 à 20 min. et pour la boue métallique celui-ci variait de 12 à 31 min.

2.5 Objectifs spécifiques de recherche

L'objectif central de la présente recherche porte donc sur la démonstration de la capacité de déshydrater économiquement les sous-produits de décontamination des cendres volantes d'incinérateur à l'aide des technologies usuelles. Les objectifs spécifiques associés à ce projet peuvent se définir ainsi :

- Tester et sélectionner les types de polymères permettant la meilleure floculation des sous-produits à l'étude, soit les cendres traitées et le résidu de précipitation métallique.
- Optimiser la concentration des polymères retenus pour le conditionnement des deux types de résidus.
- Comparer l'efficacité de trois équipements de déshydratation, soit le filtre-presse, le filtre sous vide, ainsi que le pressoir rotatif.
- Établir du point de vue technico-économique les meilleures méthodes de déshydratation des cendres traitées et du résidu de précipitation métallique.

3. MATÉRIELS ET MÉTHODES

3.1 Provenance et caractéristiques des cendres d'incinérateurs

Le présent projet a porté sur la décontamination des cendres volantes de l'incinérateur de déchets urbains de la communauté urbaine de Québec (C.U.Q.).

À la C.U.Q., les cendres volantes représentent environ 10 % des cendres de grille (soit 25 tonnes par jour contre 250 tonnes par jour de cendres de grilles). La grosseur des particules des cendres volantes est beaucoup plus faible que celle des particules de cendres de grille.

Les cendres utilisées pour les essais proviennent toutes de l'incinérateur de la ville de Québec (Limoilou, Québec). La Figure 1 présente le schéma de l'incinérateur ainsi que la provenance des différents types de cendres utilisées pour les essais. Lors de la combustion des déchets, le flux gazeux, entraînant de fines particules, passe dans la chaudière où le transfert de chaleur se fait au contact de tubes remplis d'eau. Une vapeur est générée. Une partie des particules se déposent dans cette chambre et constituent les cendres de chaudière. Une seconde partie des cendres provient des précipitateurs électrostatiques : ce sont les cendres électrofiltres. Les particules les plus fines se retrouvent avec la chaux qui sert à neutraliser le gaz acide en fin de parcours. Ces dernières constituent la chaux usée. Les cendres de chaudières et des électrofiltres composent les cendres volantes. Cependant, dans ce projet, le terme " cendres volantes " englobe aussi la chaux usée.

Les recherches ont été accomplies sur un mélange de cendres de chaudières, de cendres électrofiltres et de chaux usée. Chaque type de cendre arrive dans des contenants séparés (seau en métal de 20 litres) et l'homogénéisation du mélange est faite en laboratoire. Les proportions utilisées pour

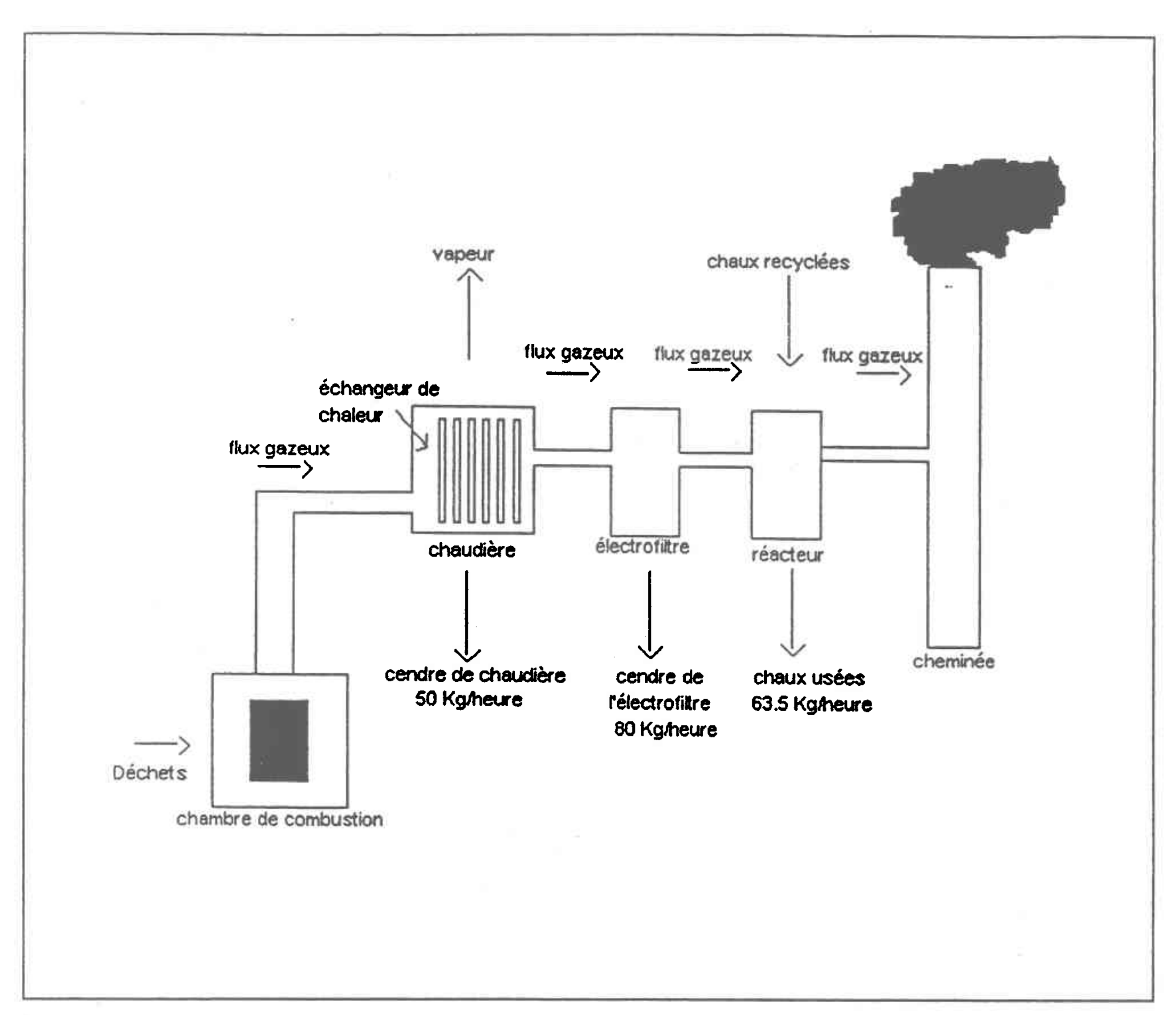


Figure 1 Schéma de l'incinérateur de la C.U.Q.

effectuer le mélange à traiter sont de 25.9 % (50 kg/h) de cendres de chaudière, 41.4 % (80 kg/h) de cendres d'électrofiltres et 32.9 % (63.5 kg/h) de chaux usée. Les proportions utilisées pour effectuer le mélange sont fixées selon les chiffres avancés par Monsieur Alain Chamberland en 1991 (Montenay inc.). Il travaille maintenant pour Tiru (Canada) inc., comme opérateur de l'incinérateur de la C.U.Q.

3.2 Décontamination des cendres d'incinérateurs

Comme discuté auparavant, une équipe de chercheurs de l'INRS-Eau (professeur Couillard) avait déjà une expérience d'une dizaine d'année dans la mise au point de procédés économiques de solubilisation biologique des métaux contenus dans les boues d'épuration, les sols et les sédiments.

L'équipe du professeur Couillard a travaillé ensuite sur un projet de décontamination des cendres volantes de l'incinérateur de Québec. Le projet comprenait la phase laboratoire du développement du procédé soit les recherches afin d'optimiser les paramètres puis, par la suite, le montage d'une unité d'une capacité de 30 litres afin de simuler toutes les parties du procédé. Nous voulions maximiser l'enlèvement et la récupération des métaux tout en maintenant des coûts de décontamination très bas.

Deux procédés ont été étudiés conjointement : l'un chimique, l'autre biologique. Le but étant toujours un maximum de solubilisation à des coûts le plus bas possible. De plus, ce procédé devait permettre l'enfouissement sécuritaire des cendres traitées et le recyclage, dans l'industrie métallurgique, d'une partie des métaux contenus dans les cendres volantes.

Le procédé chimique de décontamination des cendres volantes a été plus efficace à de moindres coûts.

La Figure 2 est un schéma qui représente le procédé de décontamination chimique des cendres volantes. Elles sont amassées dans un réacteur jusqu'à ce qu'on atteigne un niveau optimum prédéterminé de contenu solide. Elles sont ensuite soumises à une série de lavages basiques. Après chacun de ces lavages, on décante les cendres volantes qui sont séparées du surnageant contenant les métaux.

On conserve le surnageant pour en extraire les métaux. Les cendres volantes séparées lors des lavages basiques sont envoyées à un second réacteur pour une série de lavage acide. Cette

deuxième étape est exécutée dans une séquence très précise d'addition d'acide et de produit chimique dans un ordre de réaction et selon des temps de réaction étroitement contrôlés.

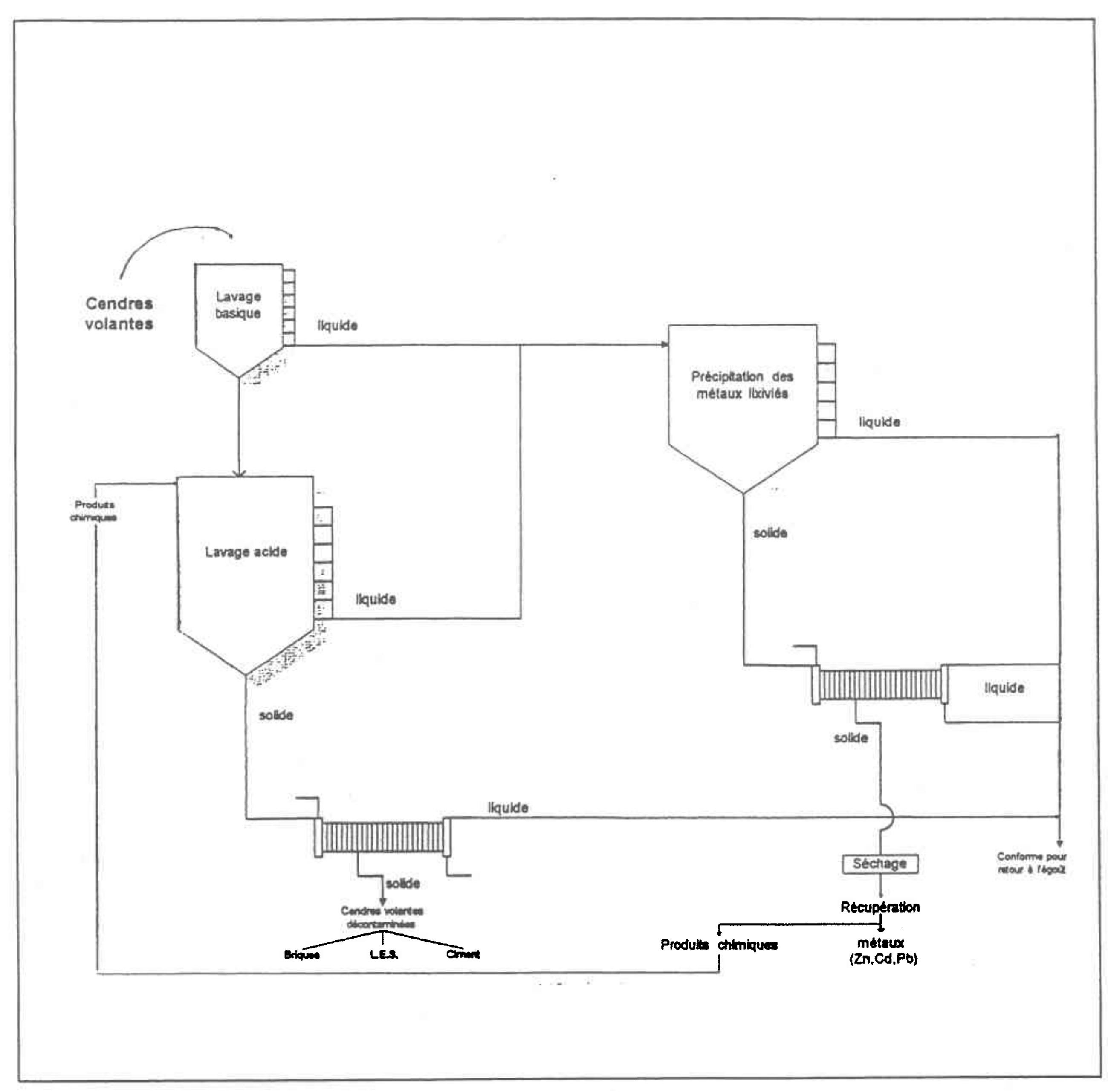


Figure 2 Schéma du procédé de décontamination

Encore une fois, les cendres volantes sont décantées après chacun de ces lavages et le surnageant est conservé pour en extraire les métaux. Les surnageants des lavages acides et basiques sont tous les deux envoyés au même réacteur où ils seront soumis à la précipitation métallique. Les effluents du réacteur servant à la précipitation sont conformes aux normes environnementales et sont évacués dans les égouts. Le précipité métallique est filtré et on tentera d'extraire les différents métaux qu'il contient. La phase d'extraction nous permet non seulement de récupérer des métaux tel le zinc, le plomb et le cadmium mais aussi des sous produits chimiques qui peuvent être réutilisé dans le procédé de décontamination. Après les lavages acides, les cendres volantes décantées sont conditionnées et filtrées. Le filtrat qui est aussi conforme aux normes environnementales, est évacué dans les égouts. Les cendres volantes filtrées et décontaminées, sont envoyées pour utilisation. On trouve différentes utilités aux cendres volantes décontaminées, mais leur utilisation dans l'industrie de la brique et du ciment semble être une des plus avantageuse.

La boue de cendres traitées et celle du résidu métallique étaient entreposées dans des seaux de plastique de vingt litres au laboratoire à la fin du procédé de décontamination. Ces boues ont été utilisées tout au long de la recherche pour les essais de floculation et de déshydratation. À chaque essai, quelques propriétés physiques (pH, masse volumique, allure général du floc, etc.) ont été vérifiées afin de s'assurer que les boues restaient les mêmes du début à la fin de la recherche. De plus, la composition chimique des cendres traitées et du résidu métallique a été analysée avant la déshydratation. On a donc obtenu une valeur moyenne du contenu en métaux pour chacune des boues.

3.3 Caractéristiques des cendres traitées et du résidu métallique

3.3.1 Propriétés physiques

La boue de cendres traitées, elle contenait en moyenne 10 à 15 % de solides totaux. Elle avait une allure assez liquide mais les particules solides ressemblaient à des grains de sable qu'on pouvait

distinguer facilement à l'œil nu. Sa masse volumique était toujours de l'ordre de 1 150 g/L, et son pH presque toujours à 7.0. La boue de précipité métallique avait, par contre, une allure vraiment différente. Celle-ci était très liquide et on ne pouvait y distinguer les particules solides tellement elles étaient petites. D'ailleurs, le contenu en solides totaux était en moyenne de 4.0 %. La masse volumique se situait aux alentours de 1 025 g/L et les valeurs de pH variaient de 8.2 à 8.8.

Étant donné les différences dans les propriétés physiques des deux boues, les essais de floculation et de déshydratation ont dû être effectués indépendamment sur chacune d'elle.

3.3.2 Composition chimique

Le Tableau 5 présente le contenu en métaux des cendres avant et après le traitement de décontamination. Le contenu en métaux après le procédé correspond donc à celui avant la déshydratation. Le contenu en métaux du résidu métallique avant la déshydratation a aussi été analysé. Le Tableau 6 montre les valeurs moyennes obtenues.

Tableau 5 Contenu en métaux des cendres (mg/kg) avant et après la décontamination chimique

	Pb	Cd	Ca	Cr	Fe	Ni	S	Zn
Cendres avant traitement	2374	173	191334	381	1452	45.2	40981	11256
Écart-type	*804*	*53*	*15885*	*66.1*	*2242*	*7.9*	*5122*	*2472*
Cendres après traitement	1547	26.3	86483	411.1*	12579	32.0	54669*	4390
Écart-type	*250.8*	*14.5*	*30231*	*78.9*	*5075*	*10.3*	*12417*	*517.8*

* On obtient une valeur plus grande qu'avant le traitement dû à une solubilisation des éléments majeurs et non à celle des métaux lors du traitement. Ceci entraîne une perte de masse totale.

Tableau 6 Contenu en métaux du résidu métallique (mg/kg) avant la déshydratation

Zn	Pb	Cd	Fe	Mn	Ni	Al	Cr	Cu	Ca	Mg	S	P
66507	5792	779	93570	672	64.9	42945	144.2	499.7	101333	4648	63116	5044

3.4 Essais de floculation

Deux tests ont été réalisés afin de voir le comportement de la boue de cendres traitées et celle du précipité métallique lors de l'ajout de polymères. Ceux-ci permettent d'améliorer la déshydratation car les particules de la boue s'agglomèrent en de plus grosses particules(flocs) qui libèrent facilement l'eau lors de la déshydratation à l'aide de filtre-presse, filtre sous vide ou pressoir rotatif. En plus, l'ajout de polymères permet un meilleur décollement des gâteaux (partie solide de la filtration) des toiles car ces grosses particules ne s'imprègnent pas dans les ouvertures comme le feraient les fines particules de la boue qui n'a pas été conditionnée par des polymères.

Le premier test effectué a été celui du temps de succion capillaire(T.S.C). Celui-ci a non seulement permis d'identifier lequel des polymères utiliser, mais aussi à quelle concentration. Ensuite, des tests de décantation ont été faits. Plusieurs polymères ont encore une fois été étudiés. Ce test permettait surtout de voir comment réagissait la boue lors de l'ajout ainsi que l'aspect général des flocs.

Étant donné que les deux types de boue avait des pH de 7.0 et 8.5 respectivement, des polymères de 40 % cationique à 40 % anionique ont été étudiés. Monsieur Serge Baril de la compagnie Allied Colloid a suggéré de tester deux polymères de type cationique (Percol 728 et Percol 455), un polymère non ionique (Percol 351) et quatre de type anionique (Percol E-10, Percol 338, Percol 155 et Percol 156).

Avant chaque essai, les polymères étaient préparés au laboratoire et entreposés pendant trois jours. Les solutions de polymères ont été préparées en tenant compte de l'information sur les fiches signalétiques des polymères et de l'expérience de Monsieur Guy Roberge et de Madame Christine Sauvageau de l'INRS-Eau. Tout d'abord, une solution mère de 5 000 mg/L devait être préparée ; dans une fiole jaugée de 250 ml, on mélangeait 0.5 g de polymère avec 3 à 5 ml d'éthanol. Celui-ci permettait de bien dissoudre la poudre de polymère. Ensuite, on complétait avec 100 ml d'eau. La fiole était agitée pendant une heure. Des solutions filles de 500 mg/L et 50 mg/L ont aussi été préparées. Pour ce faire, on a tout simplement dilué la solution mère de 5 000 mg/L pour obtenir la solution fille de 500 mg/L, qui elle a été diluée pour ainsi obtenir une deuxième solution fille de 50 mg/L.

3.4.1 Tests de TSC

Selon l'expérience de l'industrie, pour que le procédé soit économique, il faut que l'utilisation de polymères se situe entre 0.5 kg et 2.0 kg par tonne de matière sèche. Des concentration entre ces valeurs ont été essayées pour le test de succion capillaire(T.S.C.) sur les boues de cendres traitées et celles de précipités métalliques. Comme il était plus simple de travailler en ppm, la masse volumique et le pourcentage de solides totaux ont été mesurés à chaque essai afin de faire la conversion de kg par tonne de matière sèche en ppm.

Les temps de succion capillaire ont été mesurés à l'aide d'un appareil spécial conçu par la compagnie Komline-Sanderson. Celui utilisé dans cette étude a été prêté par Monsieur François G. Brière du département de génie civil de l'école polytechnique (Université de Montréal). L'appareil en question permet de mesurer le temps que prend le filtrat d'une boue à passer à travers un filtre spécial sous l'influence de la succion capillaire. Le principe est simple, le temps commence à courir lorsque le filtrat touche la première électrode et s'arrête lorsqu'il touche la deuxième. L'appareil digital affiche un temps qui correspond au temps de succion capillaire. L'ajout de polymères à une boue change la filtrabilité ce qui se traduit par un changement du temps de succion capillaire.

Évidemment, un faible T.S.C. indique que la filtrabilité est bonne et un T.S.C. plus élevé montre une filtrabilité réduite.

Une fois les polymères préparés, le protocole suivi a été celui qui est proposé par la compagnie Komline-Sanderson dans son manuel d'instruction (Komline-Sanderson). Voici ce protocole qui a été le même pour tous les essais :

1. Le chargement de la batterie de l'appareil. Pour charger la batterie à pleine capacité, il faut brancher l'appareil sur le réseau électrique de 110 volts pendant 20 heures.

2. Ensuite, les électrodes sont montées sur l'appareil.

3. Installation du papier filtre sur la base en plastique, le côté rugueux du filtre vers le haut.

4. Installation de la plaque du haut en plastique par-dessus la base. Sur la plaque du haut, il y a les électrodes. Il faut exercer une légère pression si l'on veut qu'il y ait un bon contact entre les électrodes et le papier filtre.

5. Mise en marche de l'appareil en pressant sur le bouton de mise en marche.

6. Le tube qui contiendra l'échantillon est inséré à l'endroit prévu à cet effet.

7. Une petite quantité de la boue est versée dans le tube et la lecture clignotante du T.S.C. s'affichera sur l'appareil. La valeur du T.S.C. de la boue est celle qui apparaît lorsque la lecture cesse de clignoter au moment où le filtrat atteint la deuxième électrode.

8. Entre chaque essai, il faut presser sur le bouton “ ON ” afin de remettre l'appareil à zéro.

Pour chacune des boues testées et pour chaque concentration de polymère étudié, deux ou trois essais de T.S.C. ont été réalisés afin d'obtenir plus de précisions. Le calcul de la moyenne a été fait par la suite.

Pour chaque polymère étudié, un graphique log-log du T.S.C. (ordonnée) en fonction de la concentration de polymère(abscisse) a été préparé. Chaque fois, une courbe en forme de vase au fond pointé vers le bas est obtenue. La pointe du vase correspond au plus petit T.S.C. et donc à la concentration qui permet d'obtenir la meilleure filtrabilité.

Comme la boue de cendres traitées avait un pH presque neutre, cinq polymères ont été testés : Percol 789, Percol 351, Percol 368, Percol 728 ainsi que Percol 455. Les concentrations testées se situent entre 0 mg/L et 180 mg/L pour chaque polymère.

La boue de précipité métallique avait un pH aux alentours de 8.5. Les polymères étudiés sont Percol 351, Percol E-10, Percol 338 et Percol 155 à des concentrations variant de 0 mg/L à 100 mg/L.

3.4.2 Tests de décantation

Ayant toujours pour but de développer un procédé économique, des concentrations de polymères variant de 0.5 à 2.0 kg par tonne de matière sèche ont été testés lors des essais de décantation. Les tests, très simples, consiste à regarder comment la boue réagit dans le temps après l'ajout de polymères. À chaque essai, la masse volumique et le pourcentage de solides totaux furent mesurés afin de faire les conversions de kg de polymère par tonne de matière sèche en mg/L puisque les concentrations des solutions de polymères sont déjà exprimées en ces unités(5 000mg/L, 500mg/L, 50mg/L) comme pour les essais sur le T.S.C..

La boue de cendres traitées fut mélangée avec cinq polymères de type Percol soit les 789, 728, 455, 351 et E-10, chacun étant testés aux concentrations de 0, 40, 60, 80 et 100 mg/L. Le Percol 368 fut

remplacé par Percol E-10 dû à sa non réactivité lors des tests sur T.S.C. L'échantillon sans polymère correspond au témoin. Il y avait donc 20 éprouvettes de 50 ml à surveiller en plus du témoin. Le pourcentage de décantation de la boue fut mesuré après 35, 80, 750 et 1 170 minutes. En plus, les caractéristiques visuelles des flocs ont été observées. Le gonflement du floc signifie que la boue garde le liquide et que sa filtrabilité n'est plus aussi bonne. L'ajout d'une plus grande concentration de polymères ne fait qu'augmenter les coûts en polymères sans améliorer la filtrabilité.

Pour ce qui est de la boue de précipité métallique, celle-ci a été mélangée avec quatre polymères, les Percol 51, E-10, 338 et 155 dont les concentrations ont été de 0, 20, 40, 60, 80 et 100 mg/L. L'échantillon sans polymère correspond toujours au témoin. Il y avait donc 20 éprouvettes de 50 ml à étudier en plus du témoin. Le pourcentage de décantation de la boue à été mesuré après 55, 135, 305 et 1 165 minutes. Les caractéristiques visuelles des flocs de même que leur gonflement ont aussi été observées.

3.5 Essais de déshydratation

Une fois les essais de décantation terminés, les résultats ont été analysés afin de déterminer quel polymère choisir et à quelle concentration. Le choix fait pour chacune des boues, les essais de déshydratation sur filtre-presse, filtre sous vide et pressoir rotatif furent effectués avec le polymère sélectionné précédemment et à la concentration déterminée à l'aide de l'appareil de mesure de T.S.C.. Tous les essais de déshydratation ont été accomplis sur chacune des boues. Voici les protocoles expérimentaux pour ces trois appareils.

3.5.1 Déshydratation sur filtre-presse

Les essais sur filtre-presse ont été faits à l'usine pilote qui fut utilisée lors du projet sur la décontamination des boues d'épuration réalisé par l'équipe du professeur Denis Couillard.

L'utilisation du petit filtre-presse a été suffisant pour ces essais étant donné la quantité de boue entreposée au laboratoire. De plus, après quelques essais préliminaires, l'utilisation d'une seule chambre s'est avéré suffisante. Les toiles de porosité 30 cfm ont été choisies.

Que ce soit pour la boue de cendres ou celle du précipité, quatre essais similaires ont été effectués sur le filtre-presse en suivant le même protocole que pour les boues d'épuration. Celui-ci est présenté en Annexe A. Les temps de filtration étaient beaucoup plus courts que ceux des boues d'épuration. Pour la boue des cendres traitées, il a varié de 15 à 20 min et pour la boue métallique de 12 à 31 min.

Pour ce qui est du nettoyage du filtre, le protocole n'a pas été suivi puisqu'il n'y avait pas d'eau courante à l'usine pilote. Le nettoyage s'est fait à la main avec les eaux du filtrat.

Plusieurs données ont été prises lors des essais sur filtre-presse. Pendant tout le processus de filtration, les temps suivants ont été observés : temps de remplissage du filtre, temps de filtration, temps de purge, temps d'enlèvement des gâteaux et temps de nettoyage du filtre. Ceux-ci étaient importants pour les calculs de capacité de filtration et pour l'étude technico-économique. Pour calculer la capacité de filtration, il fallait aussi mesurer la masse volumique et le pourcentage de solides totaux des boues avant la déshydratation ainsi que le volume filtré durant l'essai.

À chaque essai, trois échantillons étaient pris : un de la boue avant la déshydratation, un du filtrat (partie liquide de la filtration) et un du gâteau (partie solide de la filtration). Le pourcentage de solides totaux pour chacun des échantillons fut mesuré afin de vérifier que la majeure partie des matières solides de la boue se retrouvait bel et bien dans le gâteau. De plus, les matières en suspension dans le filtrat furent mesurées pour s'assurer qu'elles ne dépassaient pas la norme de 600 mg/l. Finalement, l'analyse des métaux a été faite sur chaque échantillon de filtrat afin de vérifier que leur concentration ne dépassait pas la norme qui permet le rejet du filtrat à l'égout.

À la fin de la recherche, deux échantillons de gâteau ont été envoyés au laboratoire soient, un échantillon de gâteau de cendres traitées, pour s'assurer qu'il ne lixiviait pas plus les métaux qu'avant la déshydratation, et un échantillon de gâteau de précipité afin de le faire étudier par quelques compagnies afin qu'elles puissent vérifier si la valorisation de certains métaux est possible.

3.5.2 Déshydratation sur filtre sous vide

Les essais sur filtre sous vide n'ont pas été faits à l'échelle réelle comme pour ceux faits sur filtre-presse. Un appareil de la compagnie Komline-Sanderson Limited a été utilisé. On le nommera ici le " leaf-test-kit " (LTK). Cet appareil permet de simuler les essais sur filtre sous vide mais à plus petite échelle et à de moindre coût. Ce test est très important et presque indispensable avant de faire des essais sur filtre sous vide à grandeur réelle car il permet de déterminer les paramètres importants servant pour la conception du filtre. C'est à l'aide de plusieurs essais préliminaires que les valeurs optimales des variables sont fixées. Lors de ces essais préliminaires, le pourcentage de submergence et la vitesse de rotation du tambour du filtre sont fixés. De plus, c'est aussi à ce moment que le choix de la toile se fait en fonction du type de boue à filtrer.

Les instructions pour la compréhension et le bon usage de cet appareil ont été tirées du manuel d'instruction de Komline-Sanderson Limited (1976). En plus, lors de ces essais, Monsieur Beard de cette compagnie était toujours disponible pour répondre aux questions et envoyer par télécopieur des informations supplémentaires lorsque cela s'avérait nécessaire.

Le LTK a une surface de filtration de 0.1 pi^2 et les calculs ont été ramenés à une surface unitaire de un pi^2. Lors des calculs de la capacité de filtration, les valeurs furent ramenées par rapport à 1 pi^2 de surface. Pour chacune des deux boues, soit la boue de cendres traitées et celle du précipité métallique, plusieurs essais préliminaires ont été menés afin de fixer les paramètres si haut mentionnés. Pour tous les essais effectués sur le LTK, le montage A de la Figure 6 du manuel d'instructions a été utilisé (voir en Annexe B). De plus, le protocole pour tous les tests est le même

soit celui décrit aux pages 4-6, 4-7, 4-8 et 4-9 du manuel d'instructions. Une fois les paramètres importants pour la conception du filtre fixés, quatre essais identiques ont été effectués sur chaque boue pour vérifier la constance des résultats. Les paramètres à fixer varient selon la boue.

Pour chaque essai, une feuille de travail a été utilisée. Celle-ci permettait de bien prendre en note les données importantes servant au calcul de la capacité de filtration et à l'étude technico-économique. Y étaient inscrits les caractéristiques des boues telles que le pH, la masse volumique, le pourcentage de solides totaux avant la déshydratation, les polymères utilisés pour le conditionnement de même que les conditions fixées pour la filtration telles que le pourcentage de submergence, le nombre de rotation du tambour par minute, la toile utilisée, la pression de vide pendant et après la filtration, le temps de filtration et le temps de séchage du gâteau. Étaient également notées des données observées lors de la filtration telles que le temps où le gâteau craque, le temps où le gâteau décolle de la toile et crée une compression, l'épaisseur du gâteau, l'aisance avec laquelle le gâteau décolle de la toile, la qualité du filtrat, le poids du gâteau mouillé et la quantité de filtrat recueillie. Une fois toutes ces données prises en note, la capacité de filtration était facilement calculée.

Tout comme les essais sur filtre-presse, trois échantillons étaient pris : un de la boue avant la déshydratation, un du filtrat et un du gâteau. Le pourcentage de solides totaux pour chacun des échantillons a été mesuré. De plus, les matières en suspension dans le filtrat ont été déterminées afin de s'assurer qu'elles ne dépassaient pas la norme. Finalement, l'analyse des métaux a été faite sur chaque échantillon de filtrat afin de vérifier que leur concentration ne dépassait pas la norme qui permet le rejet du filtrat à l'égout.

3.5.3 Déshydratation sur pressoir rotatif

Comme il était impossible de faire des essais à échelle réelle sur un pressoir rotatif vu les énormes coûts impliqués, les industries Fournier ont accepté d'analyser les deux boues à l'étude, un litre de chacune leur ayant été fourni à leur demande.

Monsieur Serge Fournier, directeur technique des industries Fournier, nous a transmis les résultats de leurs analyses qui seront présentés à la section 4.2.

3.6 Mesures analytiques

3.6.1 pH

Les lectures de pH ont été effectuées à l'aide du pH-mètre Ficher Accumet 805 MP. L'électrode Canlab à référence interne Ag/AgCl, double jonction de verre a été utilisée pour les lectures. Un étalonnage a été effectué avant chaque lecture. Pour les pH basiques, l'étalonnage a été effectué entre pH 7 et pH 10 tandis que pour les acides, l'étalonnage a été effectué entre pH 2 et pH 4.

3.6.2 Masse volumique

Les masses volumiques ont été déterminées en pesant un échantillon dont le volume était connu et en calculant la masse par volume unitaire (g/L).

3.6.3 Solides totaux et matières en suspension

Les solides totaux et les matières en suspension sont déterminés selon les méthodes décrites dans APHA (APHA, 1989) à savoir la méthode 2540B pour les solides totaux et la méthode 2540D pour les matières en suspension.

3.6.4 Appareils d'analyse

Les métaux ont été analysés principalement sur un spectromètre à émission de plasma (Inductively Coupled Plasma – ICP), modèle Atom Scan 25 de Thermo Jarrel Ash Corporation avec échantillonneur automatique. Un étalon est élaboré pour chaque type de milieu étudié (gâteaux, filtrat de cendres et filtrat de précipité métallique) afin de reproduire la matrice complexe des différentes solutions analysées. Pour le Pb et le Cd, les échantillons ont été analysés à l'aide du spectromètre atomique à la flamme SpectrAA.20, de marque Varian.

3.6.5 Digestion des échantillons

Des échantillons de gâteaux de précipité métallique ont été digérés afin de connaître leur contenu en métaux totaux. La méthode utilisée est la méthode standard de digestion utilisée au laboratoire de l'INRS-Eau (Bastille *et al.,* 1989). 0.5 g d'échantillon réagit 30 minutes avec 15 ml d'acide nitrique concentré (HNO_3) sous reflux, à 350°C. Après évaporation à sec à 200°C, 4 ml d'acide perchlorique ($HClO_4$) sont ajoutés et le tout est chauffé à 350°C pendant 30 minutes. Après ajout de 10 ml d'acide fluorhydrique (HF), la solution est évaporée à sec à 200°C pour achever la réaction. Le solide obtenu est remis en solution avec de l'acide chlorhydrique (HCl) à 5 % et porté au volume de 50 ml dans des ballons jaugés. La validité de la méthode de digestion est vérifiée par la digestion en parallèle d'échantillons certifiés tels le MESS et le PACS.

3.6.6 Test de lixiviation

La description détaillée complète du test de lixiviation présentée en Annexe C est tirée de McCoy et Associates (1992). Les échantillons à tester sont filtrés puis leur pH est déterminé selon le test du pH du TCLP (pré-test au HCl). Si le pH des échantillons à tester est supérieur à 5, c'est le liquide d'extraction à pH 2.88 (± 0.05) qui est utilisé pour le test et si le pH de l'échantillon est inférieur à 5, c'est le liquide d'extraction à pH 4.93 (± 0.05) qui doit être utilisé. Le liquide d'extraction à

pH 4.93 est composé d'acide acétique glacial et de NaOH 1 N (5.7 ml d'acide acétique glacial et de 64.3 ml de NaOH 1N complété à 1 L avec de l'eau millipore). Le liquide d'extraction à pH 2.88 est composé d'acide acétique glacial (5.7 ml d'acide acétique glacial complété à 1 L avec de l'eau millipore). Les échantillons à tester sont placés dans des bouteilles étanches de HDPE de 1 L contenant le liquide d'extraction, à raison de 50 g d'échantillon humide filtré pour 1 L de liquide d'extraction. Les bouteilles subissent une rotation complète (de type tête en haut – tête en bas) à un rythme de 30 ± 2 rotations à la minute pendant 18 heures ± 2 heures. Le lixiviat est alors filtré, puis acidifié avec HNO_3 à pH < 2. Le TCLP est effectué sur les cendres avant traitement et sur celles à la sortie du procédé, c'est-à-dire sur les gâteaux de cendres à la fin de la déshydratation.

4. RÉSULTATS ET DISCUSSION

4.1 Comparaison des réactifs de conditionnement

Que ce soit pour la boue de cendres traitées ou celle du précipité métallique, plusieurs polymères furent testés. Dans un premier temps, des essais de mesure de temps de succion capillaire ont été faits sur un appareil spécialement conçu à cet effet. Ces mesures ont permis de fixer, dans le cas des deux boues, le polymère le plus performant, ainsi que sa concentration optimumale. Par la suite, des essais de sédimentation à long terme ont été effectués. Ceux-ci permettaient de confirmer les résultats obtenus avec les T.S.C.. C'est lors de ces tests que les concentrations de polymères trop élevées ont été déterminées par l'aspect général du floc présentant une trop grande rétention d'eau.

4.1.1 Floculation des cendres traitées

Essais de T.S.C.

Comme la boue de cendres traitées avait un pH neutre, un polymère non anionique fut essayé. Monsieur Serge Baril de la compagnie Allied Colloid nous a proposé le Percol 351. Des concentrations variant de 0 mg/l à 120 mg/l (0 kg polymère (poly)/t cendres traitées (c.t.) à 1.8 kg poly/t c.t.) ont été expérimentées. À une concentration presque nulle, le T.S.C. est en moyenne de 9.5 secondes. Il diminue jusqu'à 8.2 secondes et remonte par la suite. C'est une concentration de 0.6 kg poly/t c.t. qui donne le meilleur T.S.C. et donc la meilleure filtrabilité. À cette concentration le coût de polymère est acceptable.

Étant donné que la boue de cendres était déjà conditionnée avec le Percol 789 lors du procédé de décontamination, des essais de T.S.C. avec ce polymère furent aussi expérimentés. On a obtenu un temps de succion capillaire moyen de 8.6 secondes à une concentration de 0.9 kg poly/t c.t. pour le Percol 789. C'est le plus petit T.S.C. obtenu dans ce cas ci. Cependant, si la concentration

augmente quelque peu, les T.S.C. deviennent très grand. Dans un tel cas, une simple variation de la concentration, de la masse volumique ou du pourcentage de solide total, pourrait entraîner une très mauvaise filtrabilité. C'est un danger important lié à l'utilisation de polymère.

Lors de l'entreposage de la boue de cendre dans des seaux de 20 litres, le pH variait légèrement passant de 7.0 à 6.8. Des essais de T.S.C. avec les Percol 455 et 728, deux polymères légèrement cationique, furent expérimentés à cause de cette petite variation de pH. Pour ce qui est du Percol 455 le plus petit T.S.C., de 8.8 secondes, est obtenu à 0.7 kg poly/t c.t.. Il permet une bonne floculation mais avec un T.S.C. un peu plus grand que pour le Percol 351. Avec le Percol 728, un T.S.C. de 7.8 secondes a été observé : c'est le meilleur temps obtenu. Cependant, il faut une concentration d'au moins 1.2 kg poly/t c.t. pour mesurer un T.S.C. un peu plus petit qu'avec le Percol 351 ou le Percol 789.

Finalement, un dernier polymère a été étudié, soit le Percol 368. Utilisé plutôt par curiosité puisqu' il est souvent utilisé au laboratoire. Ce polymère n'a eu aucun effet floculant sur la boue de cendres traitées.

La Figure 3 présente la variation du temps de succion capillaire en fonction de la concentration de polymères pour la floculation des cendres traitées et ce, pour les cinq polymères identifiés précédemment . Si l'on observe les cinq courbes, celle du Percol 351 montre, à basse concentration , des T.S.C. relativement petits. Les courbes des Percol 728 et Percol 789 présentent des aussi petits T.S.C. mais pour de plus grande concentration de polymère. Le choix du polymère s'arrête donc sur le Percol 351 à raison d'environ 0.5 kg par tonne de cendres sèches. De plus, même si la concentration est un peu trop grande ou si les propriétés physiques de la boue change un peu, les T.S.C. ne varient pas beaucoup comme dans le cas du Percol 789. Ces résultats seront comparés avec les résultats des essais de sédimentation à long terme.

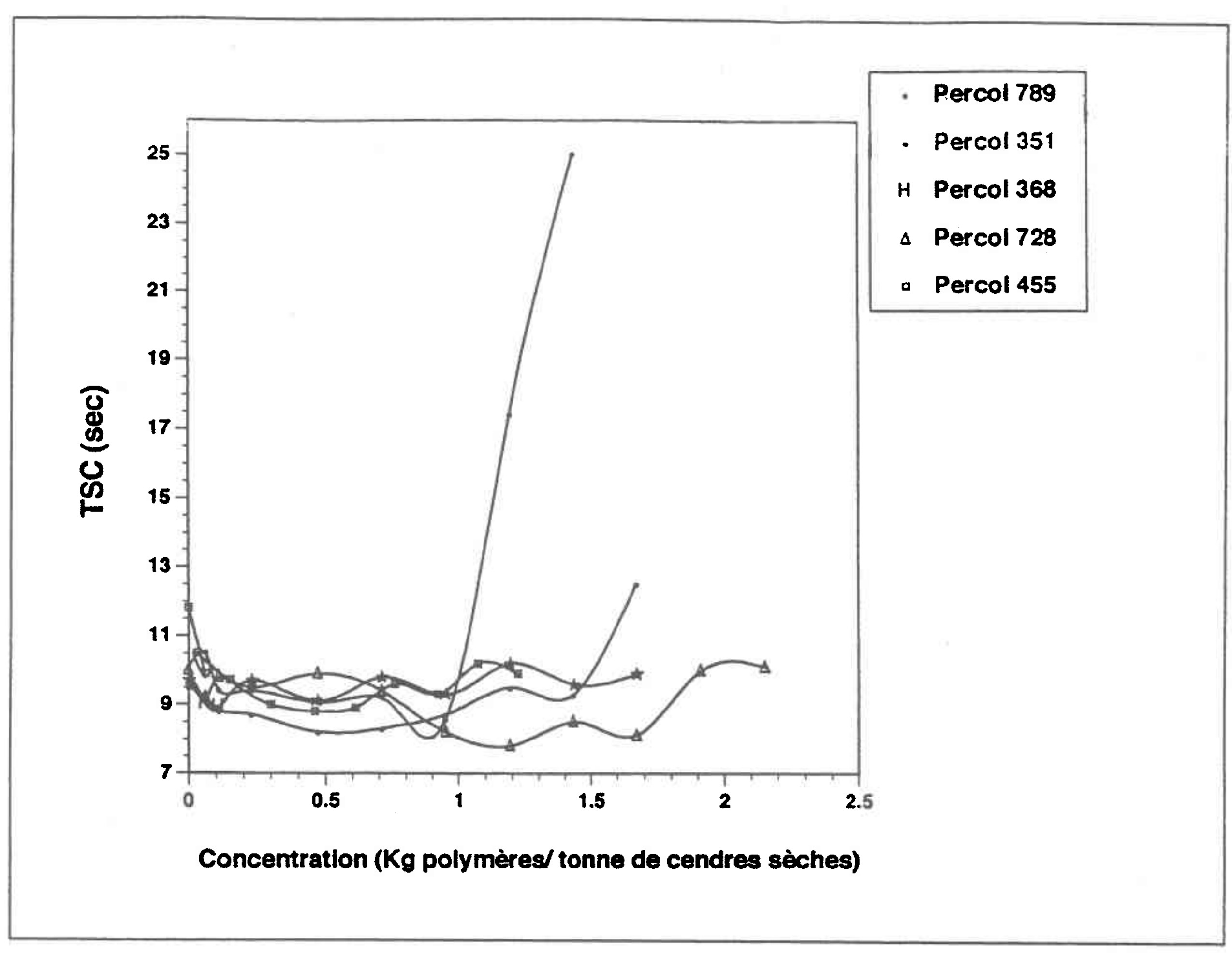


Figure 3 **Variation du temps de succion capillaire en fonction de la concentration de polymère utilisé pour la floculation des cendres traitées**

Essais de sédimentation

Comme il a été mentionné auparavant, les cendres traitées furent mélangées avec cinq polymères. Un polymère de type anionique, un de type non ionique, deux de type cationique et finalement, le Percol 789 fut aussi testé car il était utilisé dans le procédé de décontamination. Chacun des polymères fut mélangé avec les cendres dans des petites éprouvettes de 50 ml. Quatre concentrations de polymère furent essayés pour les tests de sédimentation à long terme.

Le Tableau 7 montre l'évolution du pourcentage de sédimentation en fonction du temps pour une concentration en polymères de 0.4 kg/t cendres sèches. Le pourcentage de sédimentation représente le nombre de ml que la boue a sédimenté dans l'éprouvette sur le nombre de ml total de bouesoit 50 ml.

Tableau 7 Sédimentation (%) en fonction du temps pour une concentration en polymères de 0.4 kg/t de cendres sèches

Temps (min)	Percol 789	Percol 728	Percol 455	Percol 351	Percol E-10
30	28	36	36	38	34
90	28	36	38	40	36
450	30	40	39	42	40
1170	32	42	40	42	40

Ces résultats montrent que le Percol 789 est beaucoup moins efficace que les autres à cette petite concentration en polymères. Les Percol 728, 455, 351 et E-10 assurent une bonne sédimentation, mais le Percol 351 agit plus rapidement. Après 30 minutes de sédimentation, 38 % du volume total ne contient plus de particules solides. Elles sont toutes descendues vers le fond de l'éprouvettes et en plus, la démarcation entre le liquide et le solide est bien marquée. Cependant, à long terme, les Percol 728, 455, 351 et E-10 ont tous une efficacité équivalente.

Si la concentration de polymères est augmenté à 0.6 kg/t cendres sèches, les résultats sont encore meilleurs. Le Tableau 8 montre les pourcentages de sédimentation en fonction du temps obtenus avec cette nouvelle concentration.

Encore une fois, avec le Percol 789 la boue sédimente moins bien qu'avec les autres polymères. Bien plus, le Percol 789 n'a aucun effet sur la sédimentation de la boue. Les résultats demeurent les

Tableau 8 Sédimentation (%) en fonction du temps pour une concentration en polymères de 0.6 g/t de cendres sèches

Temps (min)	Percol 789	Percol 728	Percol 455	Percol 351	Percol E-10
30	30	40	42	40	38
90	30	40	42	42	40
450	32	42	44	42	42
1170	36	44	45	45	43

mêmes avec ou sans le Percol 789. Pour ce qui est des Percol 728, 455, 351 et E-10, les résultats se ressemblent mais le Percol E-10 agit un peu moins rapidement.

Tableau 9 Sédimentation (%) en fonction du temps pour une concentration en polymères de 0.8 kg/t de cendres sèches

Temps (min)	Percol 789	Percol 728	Percol 455	Percol 351	Percol E-10
30	28	40	40	44	40
90	30	42	42	44	42
450	30	44	44	45	44
1170	34	45	48	48	46

En augmentant la concentration en polymères à 0.8 kg/t cendres sèches, les résultats demeurent encore une fois sensiblement les mêmes. Le Tableau 9 illustre ces résultats.

Ici aussi le Percol 789 n'agit pratiquement pas. Les quatre autres polymères agissent par contre très bien. Ils permettent d'atteindre tout près de 50 % de sédimentation après 1 170 min alors que les Percol 728 et E-10 assurent un pourcentage de sédimentation de 45 % et 46 % respectivement comparativement à 48 % pour les Percol 455 et 351. Encore une fois, le Percol 351 agit plus

rapidement : à 30 minutes, la boue de cendres mélangée avec 0.8 kg de ce polymères par tonne de cendres sèches assurant déjà un pourcentage de sédimentation de 44 %.

Enfin, nous avons étudié une dernière concentration soit 1kg de polymères par tonne de cendres sèches traitées. Le Tableau 10 rapporte les pourcentages de sédimentation obtenus en fonction du temps.

Tableau 10 Sédimentation (%) en fonction du temps pour une concentration en polymères de 1.0 kg/t de cendres sèches

Temps (min)	Percol 789	Percol 728	Percol 455	Percol 351	Percol E-10
30	30	36	40	44	34
90	34	40	40	46	36
450	36	42	44	46	40
1170	40	42	46	52	41

Les résultats de ces essais sont un peu différents des précédents. Pour le Percol 789, les pourcentages de sédimentation sont un peu plu élevés, la boue commence donc à former des flocs. Pour ce qui est des Percol 728 et E-10, le pourcentage de sédimentation a diminué : il y a donc trop de polymères et la boue commence à gonfler et à retenir l'eau. L'action du Percol 455 est semblable à celle obtenue avec une concentration de 0.8 kg de polymères/t cendres sèches. Il n'est pas utile d'en ajouter davantage puisqu'une concentration plus élevée diminuerait vraisembleblement la filtrabilité de la boue quicommencera à gonfler et à garder l'eau. Finalement, le Percol 351 agit toujours aussi bien, la sédimentation demeure rapide et la boue ne gonfle pas encore. Par contre, il n'y a pas beaucoup de différence avec les résultats obtenus lorsque 0.8 kg de ce polymère sont ajoutés par tonne de cendres sèches. En ajouter encore plus, augmenterait les coûts de floculants et n'augmenterait pas nécessairement la filtrabilité.

En résumé, la comparaison des résultats obtenus pour les quatre concentrations de polymères amène les conclusions suivantes :

- Le Percol 789 n'assure la sédimentation qu'à partir d'une concentration de 1.0 kg de polymères/t cendres sèches.

- Le Percol E-10 assure une bonne sédimentation, mais les Percol 728, 455 et 351 sont plus efficaces à concentration équivalente.

- Les Percol 728, 455 et 351 assure à peu près la même efficacité de sédimentation à long terme. Cependant, le Percol 351 permet d'obtenir une sédimentation légèrement meilleure un peu plus rapidemment en plus d'être efficace à de faibles concentrations.

- Comme pour les T.S.C., le Percol 351 est le meilleur choix. La concentration de 0.5 kg de polymère/t cendres sèches donne les plus bas T.S.C. et permet une bonne sédimentation assez rapide sans gonflement de la boue.

4.1.2 Floculation du résidu métallique

Essais de T.S.C.

Comme la boue du résidu métallique présentait un pH variant de 8.2 à 8.8, un polymère de type non anionique et trois polymères de type anionique furent essayés. Encore une fois, ces polymères ont été suggérés par Monsieur Serge Baril de la compagnie Allied Colloid.

Pour le Percol E-10 (peu anionique), des concentrations variant de 0 à 0.85 kg de polymères par tonne de résidu sec (r.s.) furent essayés. Les T.S.C. observés variaient principalement de 18.4 secondes à 13.4 secondes pour des gammes de concentrations de polymères inférieure à 1.0 kg par tonne de résidu sec. Le plus bas T.S.C. est de 13.4 secondes lorsqu'il y a une concentration de

0.43 kg poly/t r.s.. Au delà de cette concentration, les flocs gonflaient et la boue n'était même plus manipulable. Il était très difficile d'avoir une boue homogène qui floculait bien car elle se divisait en deux phases soient : un liquide et des grosses particules toutes séparées individuellement.Dans tous les cas, le floc était très fragile et se brisait sans raison apparente.

Le Percol 338 qui est moyennement anionique, a donné les résultats qui semblent être les plus performants. Le T.S.C. le plus bas est de 12.8 secondes en moyenne pour une concentration de 0.43 kg poly/t r.s.. De plus, le floc ne gonflait pas avant que la concentration atteigne 1.2 kg poly/t r.s.. Cependant, ici aussi le floc est plutôt fragile. Pour des concentrations de polymère plus élevées que 0.8 kg/t, il y avait encore une fois apparition d'énormes flocs et la boue n'était plus manipulable.

Le Percol 155 qui est plus anionique que le Percol 338, agissait bien et la floculation se faisait bien, mais plus tardivement. Il fallait aussi des dosages plus élevés avant d'avoir des courts temps de succion capillaire. Pour un T.S.C. de 12.5 secondes en moyenne, 0.85 kg de polymère était nécessaire comparativement à 0.43 kg pour le Percol 338. Comme pour les autres polymères, à de plus grosses concentrations, il y avait formation de gros flocs et gonflement de la boue. Il était clair qu'il fallait agir avec prudence et ne pas trop ajouter de polymère pour ne pas dégrader la filtrabilité.

La Figure 4 présente la variation du temps de succion capillaire en fonction de la concentration de chacun des quatre polymères précédants pour la floculation de la boue de précipité métallique. À l'évidence, il faut une plus grande concentration de Percol 351 pour obtenir un T.S.C et une filtrabilité semblables à ceux obtenus avec les autres polymères. Pour ce qui est des Percol E-10, 338 et 155, tous trois produisent un petit T.S.C. mais à différentes concentrations. Notre choix s'est donc arrêté sur le Percol 338 puisqu'avec seulement 0.43 kg polymère/t r.s., le T.S.C. est inférieur à 13 secondes. La concentration nécessaire pour le Percol E-10 était la même que pour celle de Percol 338 mais son T.S.C. est un petit peu plus élevé.

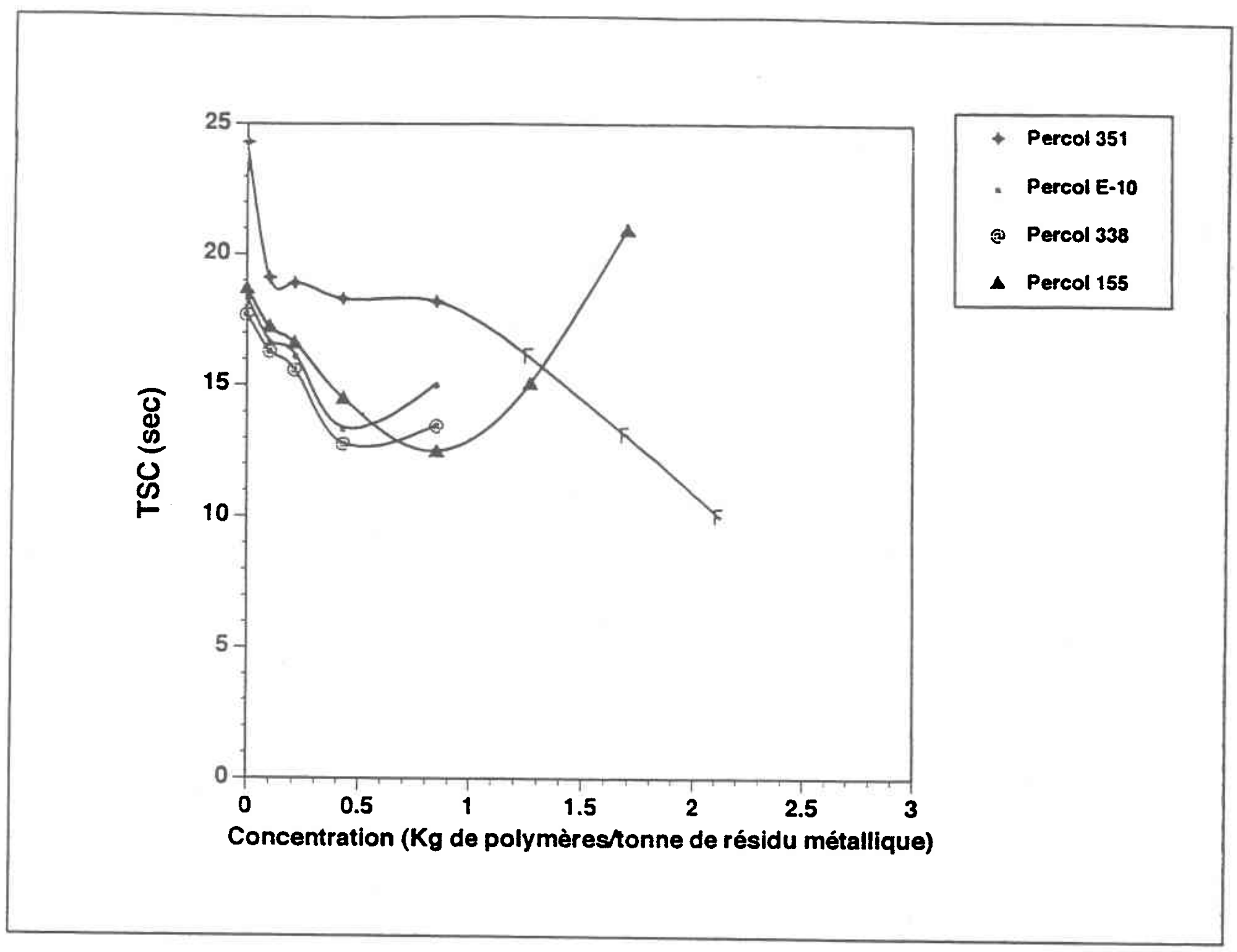


Figure 4 **Variation du temps de succion capillaire(T.S.C.) en fonction de la concentration de polymères pour la floculation du résidu métallique**

Ces résultats seront comparés avec les résultats des essais de sédimentation à long terme à la section 4.1.2

Essais de sédimentation

Comme mentionné lors de l'analyse des essais sur T.S.C., la boue du précipité métallique a été mélangée avec quatre polymères : un de type non anionique et trois de type anionique. Chacun d'eux fut mélangé avec la boue dans des éprouvettes de 50 ml Ici encore, quatre concentrations de polymères furent étudiées.

Le Tableau 11 montre l'évaluation du pourcentage de sédimentation en fonction du temps pour une concentration en polymères de 0.47 kg/t précipité sec.

Tableau 11 Sédimentation (%) en fonction du temps pour une concentration en polymères de 0.47 kg/t de précipité sec

Temps (min)	Percol 351	Percol E-10	Percol 338	Percol 155
60	18.3	18.3	18.3	18.3
135	24.3	23.1	23.1	24.3
300	30.3	27.9	29.1	27.9
1170	31.5	29.1	30.3	27.9

Chacun des polymères assure un même pourcentage de sédimentation après une heure. À plus long terme, le Percol 351 et le Percol 338 sont toute fois plus efficaces. Cependant, il est à noter ici que le floc obtenu avec le polymère Percol 351 n'était pas vraiment solide et qu'il se brisait très facilement. Pour ce qui est du Percol 155, il ne semble pas avoir produit de floculation puisque la boue dans l'éprouvette contenant ce polymère ne se comportait pas différemmentt de la boue sans polymère utilisée comme témoin.

Les résultats sont demeurés les même lorsque nous avons augmenté la concentration de polymères à 0.94 kg/t r.s. (Tableau 12).

Pour une concentration de 0.94 kg de polymère par tonne de précipité sec, le Percol 351 et le Percol 338 ont entraîné un taux de sédimentation plus élevé que les deux autres polymères. Même après 1170 min. Percol 155 n'avait pas encore commencé à agir efficacement. Quant au Percol E-10, il agit bien comme agent floculant de la boue, mais pas autant que les Percol 351 et 338. De plus, à cette concentration de Percol E-10, la boue commençait déjà à gonfler et retenir l'eau.

Tableau 12 Sédimentation (%) en fonction du temps pour une concentration en polymères de 0.94 kg/t de précipité sec

Temps (min)	Percol 351	Percol E-10	Percol 338	Percol 155
60	17.8	19.0	16.7	16.7
135	25.9	24.8	23.6	23.6
300	32.9	30.6	29.4	28.2
1170	34.0	31.7	32.9	28.2

La concentration de polymères a ensuite augmenté à 1.41 kg/t de précipité sec. Avant même de procéder aux essais de sédimentation à cette concentration de polymères, il était possible de prévoir que le Percol E-10 et le Percol 338 feraient gonfler la boue puisque déjà, à une concentration de 0.94 kg/t de précipité sec, les flocs commençaient à se repousser. Les pourcentages de sédimentation à ce nouveau dosage sont représentés au Tableau 13.

Tableau 13 Sédimentation (%) en fonction du temps pour une concentration en polymères de 1.41 kg/t de précipité sec

Temps (min)	Percol 351	Percol E-10	Percol 338	Percol 155
60	19.6	18.5	17.4	21.9
135	31.9	26.3	26.3	26.3
300	34.2	33.0	33.0	31.9
1170	35.3	33.0	33.0	31.9

Pour le Percol E-10 et le Percol 338, les pourcentages de sédimentation sont légèrement supérieurs avec 1.41 kg de polymères qu'avec 0.94 kg de polymères. Toutefois on pouvait remarquer à l'œil nu que la boue gonflait, que les flocs se repoussaient et qu'ils se brisaient rapidement. Pour ce qui

est du Percol 351, ce fut la première fois où les flocs ne se brisaient pas et ils décantaient très bien : le pourcentage de sédimentation obtenu a été le plus élevé de tous les essais, soit 35.3% après 1170 minutes. À cette concentration toutefois le coût de polymères sera élevé sinon prohibitif. Enfin, la sédimentation avec le Percol 155 était meilleure qu'à plus faible concentration, mais déjà les flocs commençaient à se repousser et le gonflement de la boue se préparait.

Finalement, la concentration de polymères fut augmentéeà 1.88 kg/t de précipité sec. Les résultats de ces derniers essais de sédimentation au sont présentés au Tableau 14.

Tableau 14 Sédimentation (%) en fonction du temps pour une concentration en polymères de 1.88 kg/t de précipité sec

Temps (min)	Percol 351	Percol E-10	Percol 338	Percol 155
60	23.5	34.6	20.3	24.6
135	28.9	28.9	26.7	28.9
300	35.3	35.3	28.9	31.0
1170	35.3	35.3	31.0	32.1

Cette concentration de polymères est trop élevée sauf pour Percol 351. La boue de précipité se gonflait beaucoup, tous les flocs se brisaient et la floculation ne paraissait pratiquement plus. Comme pour une concentration de 1.41 kg/t, le Percol 351 agissait bien dans la boue de précipité, la sédimentation était maximale et la boue ne gonflait pas encore. Cependant, les valeurs obtenues n'étaient pas meilleures avec 1.88 kg/t qu'avec 1.41 kg/t.

L'analyse globale de tous ces résultats a mené aux conclusions suivantes :

- Le Percol 351 assure une bonne floculation et produit des flocs plus solides mais avec plus de polymères que les autres Percol étudiés soit au moins 1.41 kg de polymère/t de précipité sec.

- Les Percol E-10 et Percol 338 produisent à peu près la même qualité de sédimentation; déjà à une concentration de 0.47 kg/t, ces deux polymères sédimentent bien. Les T.S.C. sont aussi semblables bien que celui du Percol 338 soit légèrement meilleur.

- Le meilleur choix de polymère est le Percol 338 puisque la boue ne gonfle pas aussi facilement que celle produite avec le Percol E-10.

4.2 Comparaison des méthodes de déshydratation

Trois appareils ont été expérimentés afin de déshydrater la boue de cendres traitées ainsi que la boue du précipité métallique. Tout d'abord, des essais sur un filtre-presse de 0.196 m^2 de surface ont été effectués. Ensuite, des essais sur un filtre sous vide de laboratoire ("leaf-test-kit") furent exécutés. Cet appareil permet de simuler des essais de déshydratation sur filtre sous vide mais à petite échelle ce qui évite d'avoir à utiliser un filtre sous vide qui est trop coûteux à acquérir pour des essais de ce genre. Finalement, des essais à petite échelle sur un pressoir rotatif ont été réalisés sur les deux boues par les industries Fournier. Les différents protocoles expérimentaux ont été discutés à la section 3.5.

4.2.1 Déshydratation des cendres traitées

Déshydratation sur filtres-presses

Quelques essais préliminaires ont dû être effectués afin de déterminer quelques paramètres d'opération. C'est donc par la méthode d'approximations successives que ceux-ci furent déterminés. Tout d'abord, nous avons décidé de n'utiliser qu'une seule chambre de filtration laquelle nécessitait au moins 20 litres de boue de cendres traitées. L'utilisation du polymère Percol 351 à faible concentration (≈0,3 kg/t cendres sèches) fut nécessaire afin d'améliorer le décollage du gâteau de sur les toiles. De plus, il permettait de rendre le filtrat plus clair, car sans

polymère le filtrat contenait plus de matières en suspension. Pour ce qui est des temps d'opération, un cycle d'une heure était amplement suffisant pour toutes les opérations : le remplissage du filtre, la filtration, la purge des tuyaux, l'enlèvement des gâteaux, le nettoyage et le remontage du système pour un nouvel essai. Voici en moyenne les temps requis pour chaque étape :

- Remplissage : 6 minutes
- Filtration : 15 à 20 minutes
- Purge des tuyaux : 5 minutes
- Enlèvement des gâteaux : 5 minutes
- Nettoyage : 7 à 8 minutes
- Remontage : 4 à 5 minutes
- Total du cycle : 42 à 49 minutes

Donc, 60 minutes par cycle de filtration étaient suffisants et laissaient même 10 minutes de sursis au cas où il se produirait une avarie quelconque ou un arrêt nécessaire.

Tableau 15 Déshydratation des cendres traitées avec le filtre-presse

Essai	Percol 351 (kg/t)	ST entrée (%)	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES filtrat (mg/L)	Vol. filt. (L)	Temps filtr. (h)	Nb. de chambre	Capacité de filtr. (kg/m^2.h)
1	0.55	8.6	39.5	1.5	523	30	1	1	14.03
2	0.27	13.8	40.3	1.4	190	25	1	1	18.79
3	0.30	13.2	48.2	1.6	252	20	1	1	14.32
4	0.29	13.9	44.9	1.5	455	20	1	1	15.13

Pour les quatre essais similaires menés dans les mêmes conditions d'opération, il n'y a pratiquement eu aucun problème. La filtration se faisait extrêmement facilement et très rapidement. Les gâteaux décollaient très facilement des toiles en une seule énorme galette. Il fallait par contre faire attention au cœur du gâteau qui était un peu difficile à purger car il était très sec. Le Tableau 15 montre les résultats des essais accomplis avec le filtre-presse pour la déshydratation de la boue de cendres traitées.

Ces résultats démontrent que la déshydratation sur filtre-presse est efficace. Une capacité de filtration en moyenne de 15.6 $kg/m^2.h$ fut obtenue. Cela signifie qu'un filtre-presse d'un mètre carré de surface produirait à chaque heure 15 kg de gâteau contenant presque 43 % de solides totaux. Le conditionnement de la boue est nécessaire, mais à de très basses concentrations, soit environ 0.35 kg du Percol 351 par tonne de cendres sèches. Les solides totaux des gâteaux ont varié d'un essai à l'autre. À ce sujet il faut noter que la boue brute pour l'essai 1 contenait 8.6% de solides alors que pour les trois autres essais la boue en contenait 13.8%. Cependant, la concentration de 40 % de solides dans les boues est interessant surtout que dans tous les cas il était possible de transporter le gâteau dans les mains en un seul morceau sans qu'il se brise. La qualité des filtrats était aussi très bonne : les normes de rejet à l'égout pour les matières en suspension et les métaux étaient respectées et le filtrat était très clair. Ces résultats sont présentés plus en détail à la section 4.3.

Le filtre-presse fonctionne en discontinu, il est nécessaire qu'un technicien veille à son opération en tout temps.

Déshydratation sur filtre sous vide

Tout comme pour le filtre-presse, quelques essais préliminaires furent nécessaires afin de déterminer quelle toile permettait un bon collage rapide d'une première couche de cendres sans colmatage tout en produisant une bonne qualité du filtrat. La toile 2019 fut choisie.

Par la suite, d'autres essais ont été menés en faisant varier le pourcentage de submergence du tambour du filtre et le nombre de minute pour effectuer une rotation du tambour. Le protocole expérimental utilisé est celui décrit à la section 3.5. Ici encore, le conditionnement de la boue a été nécessaire afin de permettre un bon décollement des gâteaux de la toile. Pour débuter, des essais à 60 % de submergence et une minute par rotation (1 RPM), puis deux minutes par rotation (2 RPM) et trois minutes par rotation (3 RPM) furent tentés. Le Tableau 16 illustre les résultats de ces trois premiers essais.

Tableau 16 Première série d'essais préliminaires de déshydratation des cendres traitées avec le filtre sous vide

Essais	Percol 351 (kg/t)	% sub.	RPM	ST entrée (%)	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES filtrat (mg/L)	Cap. de filtr. (lb/pi².h)
1	0.11	60	1	18.0	37.4	1.48	106	212
2	0.15	60	2	14.2	38.4	1.40	51.5	-
3	0.21	60	3	12.5	39.9	1.50	49.8	86.9

La capacité de filtration n'a pu être calculée à deux minutes par rotation car une donnée était manquante. Les résultats montrent que peu importe la vitesse de rotation, le gâteau n'est pas plus sec que ce soit à une minute par rotation ou à trois minutes par rotation. Il était cependant très épais et très pesant. Pour les trois premiers essais, la siccité des gâteaux était d'environ 38 % alors qu'au filtre-presse des siccités de 45 % en moyenne étaient obtenues. En revanche, les capacités de filtration du filtre sous vide sont réellement grandes ; de 87 à 212 lb/pi².h comparativement à 3 lb/pi².h sur le filtre-presse. De plus, les gâteaux décollaient des toiles très facilement et sans problème.

Suite à ces résultats, un pourcentage de submergence du tambour de 37 % fut utilisé et les trois même vitesses de rotation (1 RPM, 2 RPM et 3 RPM) furent expérimentées. Le Percol 351 à raison

d'environ 0.15 kg/t cendres sèches fut utilisé pour le conditionnement de la boue. La concentration en polymères a diminué légèrement car les solides totaux à l'entrée étaient plus élevés que lors des essais sur filtre-presse. Cette hausse est due soit à un mauvais brassage, à l'évaporation du liquide lors de l'entreposage ou tout simplement à une plus grande quantité de surnageant enlevée lors du procédé de décontamination. Les résultats de ces trois essais sont présentés au Tableau 17.

Tableau 17 Seconde série d'essais préliminaires de déshydratation des cendres traitées avec le filtre sous vide

Essais	Percol 351 (kg/t)	% sub.	RPM	ST entrée (%)	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES filtrat (mg/L)	Cap. de filtr. ($lb/pi^2.h$)
4	0.14	37	1	17.1	44.6	1.55	111	174
5	0.15	37	2	16.5	45.7	1.50	120	102
6	0.10	37	3	18.7	45.0	1.46	67.1	160

La siccité des gâteaux obtenus est de l'ordre de 45%. Les gâteaux ont eu le temps de bien s'éguotter et ils décollent de la toile très facilement. De plus, les filtrats sont très clairs et répondent aux normes de rejet à l'égout quant à la quantité de matières en suspension et au contenu en métaux dans les filtrats ; c'est à la section 4.3 que ces résultats sont présentés plus en détail.

Il est à noter que la capacité de filtration à 1 RPM est de 174 $lb/pi^2.h$, ce qui est excellent, par contre la capacité à 2 RPM est inférieure à celle à 3 RPM ce qui est contraire aux prédiction. Il y a quelques hypothèses plausibles pour expliquer ces résultats :

- Peut-être que la plus grande quantité de solide à l'entrée (18.7 %) lors de l'essai à 3 RPM améliore la capacité de filtration comparativement à l'essai à 2 RPM où il y avait 16.5 % de solide à l'entrée.

- Il est possible que lors de l'essai à 2 RPM, la concentration de polymère (15 kg/t) fut un peu trop élevé et que la boue ait gonflé, diminuant ainsi sa filtrabilité. Ceci pourrait expliquer la moins bonne capacité de filtration à 2 RPM.

Les résultats confirment les prédictions théoriques à savoir qu'à la vitesse de 1 RPM la capacité de filtration est plus élevée. Le choix des conditions d'opération du filtre sous vide s'arrête à 37 % de submergence à une vitesse de 1 RPM. C'est dans ces conditions d'opération que furent menés les trois derniers essais afin de vérifier la constance des résultats. Le Tableau 18 présente les résultats obtenus.

Tableau 18 Déshydratation des cendres traitées avec le filtre sous vide

Essais	Percol 351 (kg/t)	% sub.	RPM	ST entrée (%)	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES filtrat (mg/L)	Cap. de filtr. (kg/m².h)
7a	0.21	37	1	14.3	43.7	1.34	65.7	576
7b	0.22	37	1	14.0	42.8	1.51	49.8	661
7c	0.15	37	1	14.7	43.1	1.51	55.5	531
Moy.	0.19	37	1	14.3	43.2	1.45	57.0	589

Les résultats sont impressionnants. D'une boue contenant en moyenne 14.3 % de solides totaux à l'entrée, il résulte un gâteau d'environ 43 % de siccité et un filtrat très clair ne contenant en moyenne que 57 mg/L de matières en suspension. La filtration est rapide ; un gâteau très sec de 2 cm d'épaisseur se forme en 23 secondes. Dans le Tableau 18, les capacités de filtration sont exprimées en kg/m^2.h comme pour les résultats du filtre-presse. Les capacités du filtre sous vide sont 40 fois supérieures à celle du filtre-presse. De plus, le filtre sous vide étant un appareil qui fonctionne en continu, ses coûts d'opération sont inférieurs à ceux du filtre-presse.

L'étude économique en section 4.4 permettra de déterminer si l'excellente performance du filtre sous vide ainsi que son faible coût d'opération justifient le coût d'acquisition initial de cet appareil qui est de beaucoup plus élevé que celui du filtre-presse.

Déshydratation sur pressoir rotatif

Le pressoir rotatif utilise une technique plus récentes en matière de déshydratation. Comme il n'existe pas encore de moyen de simuler le pressoir à l'échelle réduite, les essais durent être exécutés en entreprise sur des pressoirs existants. Le pressoir rotatif est coûteux et les entreprises qui l'utilisent sont rares. Par contre, le fabricant du pressoir rotatif, les industries Fournier, offrent de faire des essais préliminaires sur les boues pour en déterminer le potentiel de déshydratation avant de vendre leur appareil. Les résultats de leur étude sur la boue de cendres traitées sont les suivants :

- Polymère, le Percol 351 est requis à très faible dosage
- Les solides totaux de la boue brute sont 17.6 %
- Siccité prévue pour les gâteaux : 40 à 47 %
- Conclusion : excellent potentiel à être déshydrater avec un pressoir rotatif

Les industries Fournier ont utilisé le polymère Percol 351 comme on leur avait proposé. Le pressoir rotatif semble être intéressant, mais la quantité de gâteau obtenue pendant une heure par mètre carré de surface est inconnue. Une étude technico-économique est présentée à la section 4.4.

4.2.2 Déshydratation du résidu métallique

Déshydratation sur filtre-presse

Comme dans le cas de la boue de cendres traitées, quelques essais préliminaires ont dû être menés afin de déterminer certains paramètres d'opération pour la boue du précipité métallique. C'est aussi par la méthode d'approximations successives que furent de fixer ces paramètres. Il fut décidé de n'utiliser qu'une seule chambre de filtration pour laquelle 25 à 32 litres de boue de précipité métallique étaient nécessaires. Pareillement aux cendres, l'utilisation d'un polymère à faibles concentrations fut nécessaire soit le polymère Percol 338 tel que choisi auparavant, à raison de 0.43 kg/t. Cet agent de conditionnement entraînait un très bon décollement du gâteau des toiles.

Comme pour les cendres traitées, un cycle d'une heure était suffisant pour réaliser toutes les étapes de la filtration sur filtre-presse. En moyenne, le temps pour chacune de ces étapes était comme suit:

- Remplissage : 5 à 7 minutes
- Filtration : 20 à 25 minutes
- Purge des tuyaux : 5 minutes
- Enlèvement des gâteaux : 5 à 6 minutes
- Nettoyage : 5 à 10 minutes
- Remontage : 4 à 5 minutes
- Total du cycle : 44 à 58 minutes

Afin de vérifier la consistance des résultats obtenus, quatre essais similaires furent menés dans les mêmes conditions d'opération. Aucun problème majeur ne s'est présenté. La filtration est facile et se fait très rapidement. Tout comme les essais réalisés avec la boue de cendres traitées, les gâteaux décollent bien des toiles en une seule énorme galette : cette opération se faisait tellement efficacement que le nettoyage des toiles n'était pratiquement pas nécessaire. Une précaution devait tout de même toujours être prise lors de cette expérimentation. Il était impératif qu'il ne reste aucune particule de boue sur les plaques avant le serrage du vérin hydraulique sans quoi le filtre-presse n'est pas parfaitement étanche et la boue giclait vers le plafond lors du cycle de filtration.

Les résultats de ces essais sur le filtre-presse pour la boue du précipité métallique sont inscrits au Tableau 19.

Tableau 19 Déshydratation du résidu métallique avec le filtre-presse

Essai	Percol 338 (kg/t)	ST entrée (%)	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES filtrat (mg/L)	Vol. filt. (L)	Temps filtr. (h)	Nb. de chambre	Capacité de filtr. (kg/m².h)
1	0.43	4.4	19.6	1.5	271	25	1	1	5.80
2	0.43	4.4	21.9	1.6	183	32	1	1	7.50
3	0.43	4.4	21.8	1.6	61	32	1	1	7.50
4	0.43	4.5	18.4	1.6	452	29	1	1	6.95

Au premier regard, la déshydratation sur filtre-presse de cette boue apparaît plus difficile que pour la boue des cendres. Ici, la capacité de filtration tournant autour de 6.5 $kg/m^2.h.$, la masse obtenue en une heure de filtration est moins importante que pour les cendres. Par contre, il ne faut pas oublier que la boue des résidus métalliques était plus liquide que la boue de cendres et qu'en plus les particules à filtrer étaient très petites.

Lorsque ces résultats de capacité de filtration sont comparés avec ceux de la déshydratation du précipité métallique lors du projet de décontamination des boues d'épuration, il ressort que les capacités de filtration du filtre-presse sont 2 à 3 fois supérieures à celles qui ont été obtenues lors de l'étude de la décontamination des boues d'épuration.

Le conditionnement de cette boue était nécessaire, mais la faible concentration de 0.43 kg du Percol 338 par tonne de précipité sec demeure économiquement acceptable. La siccité des gâteaux variait de 18.4 % à 21.8 %. Elle était 4 à 5% plus élevée que celles obtenues lors de l'étude de la décontamination des boues d'épuration. Il était même possible de transporter le gâteau dans une main en un seul morceau.

Finalement, la qualité des filtrats était acceptable. Les normes de rejet à l'égout pour les matières en suspension et pour les métaux en solution furent respectées. Les résultats des analyses des métaux en solution sont présentés en détails à la section 4.3 et l'étude technico-économique du filtre-presse est présentée à la section 4.4.

Déshydratation sur filtre sous vide

Comme pour la boue de cendres traitées, l'étude sur la boue de précipité métallique avait pour but de comparer un appareil de déshydratation qui fonctionne en discontinu (le filtre-presse) avec un appareil qui fonctionne en continu (le filtre sous vide).

Pour débuter, quelques essais préliminaires ont été élaborés. Il fallait choisir une toile qui permettait une bonne adhésion du précipité et qui produisait un filtrat clair sans trop de matières en suspension. Les toiles 2020 et 2000(Komline Sanderson) donnaient sensiblement les mêmes résultats. La toile 2020 fut choisie car ses ouvertures étaient plus grandes de sorte que la filtration était plus rapide.

Afin de fixer des conditions d'opération optimales, plusieurs essais partiels furent réalisés. Tout d'abord, quatre essais à 37 % de submergence du tambour dont on a fait la vitesse de rotation de 1

minute par rotation à quatre minutes par rotation. Cette fois-ci, il n'y a pas eu de conditionnement de la boue. Les résultats de ces quatre premiers essais sont exposés au Tableau 20.

Tableau 20 Première série d'essais préliminaires de déshydratation du résidu métallique avec le filtre sous vide

Essais	% sub.	RPM	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES (mg/L) filtrat	Cap. de filtr. (lb/pi^2.h)
1	37	1	16.3	3.07	301	4.89
2	37	2	15.2	3.45	448	2.76
3	37	3	15.3	3.52	414	2.39
4	37	4	15.6	3.75	340	2.03

Comme prévu, la capacité de filtration diminue à mesure qu'est augmenté le nombre de minutes pour une rotation du tambour. Les capacités du filtre sous vides sont aussi élevées, sinon plus que celles de filtre-presse. Par contre, elles sont toutes inférieures à 5 lb/pi^2.h. La meilleure capacité est obtenue à 1 RPM. Le pourcentage de solides totaux contenus dans le gâteau est aussi élevé que pour des vitesses de 2 RPM, 3 RPM ou 4 RPM, c'est à dire 15.5 % en moyenne.

Pour l'instant, une vitesse de 1 RPM à 37 % de submergence semble offrir la meilleure performance. Par contre, lors de ces essais, on a remarqué que pendant une période assez longue de la phase du séchage, le filtrat cessait d'être soutiré du gateau. Il faudrait donc augmenter le pourcentage de submergence à 60 % ce qui diminuerait simultanément la durée du temps du séchage. Probablement que en serait augmentée et que le gâteau serait aussi sec. Le filtrat était moins clair que lors des essais sur filtre-presse, cependant, les matières en suspension répondaient aux normes de rejet à l'égout. L'ajout du Percol 338 fera sûrement diminuer la quantité de MES.

Quatre autres essais sur le filtre sous vide furent menés, les résultats sont présentés au Tableau 21. Cette fois, le pourcentage de submergence fut fixé à 60 % et la vitesse de rotation du tambour variait de 1 RPM à 4 RPM. Le Percol 338 n'a pas encore été utilisé pour ces essais.

Tableau 21 Seconde série d'essais préliminaires de déshydratation du résidu métallique avec le filtre sous vide

Essais	% sub.	RPM	ST entrée (%)	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES (mg/L) filtrat	Cap. de filtr. (lb/pi².h)
5	60	1	4.5	15.8	1.46	313	6.49
6	60	2	4.4	15.8	1.48	225	4.42
7	60	3	4.4	16.2	1.47	143	3.65
8	60	4	4.5	16.8	1.51	155	3.06

Les capacités de filtration sont supérieures à celles obtenues à 37 % de submergence. Elles varient de 3.06 à 6.49 lb/pi^2.h. Au filtre-presse, les capacités de filtration ne dépassaient pas 1.49 lb/pi^2.h alors qu'ici elles atteignent des valeurs au-dessus de 6 lb/pi^2.h. De plus, les gâteaux sont tout aussi secs : même à 60 % de submergence, ils ont le temps de s'égoutter. Par ailleurs, la siccité des gâteaux ne dépasse pas 16 % alors qu'elle était de 20 % sur le filtre-presse. Le conditionnement des résidus métalliques devrait augmenter la siccité du gâteau.

Les quatre essais de filtration sous vide suivants avaient pour but de comparer l'effet de la variation de la vitesse de rotation (de1 RPM à 4 RPM), le pourcentage de submergence étant à 60%. De plus, les précipités métalliques furent conditionnés avec le polymère Percol 338 à raison de 0.5 kg/t. Le Tableau 22 présente les résultats de ces quatre essais.

Des capacités variant de 3.12 à 6.84 lb/pi^2.h ont été obtenues. Celles-ci sont légèrement plus élevées que lors des essais où l'on n'utilisait pas de polymères et par le fait même plus élevées que

Tableau 22 Troisième série d'essais préliminaires de déshydratation du résidu métallique avec le filtre sous vide

Essais	Percol 338 (kg/t)	% sub.	RPM	ST entrée (%)	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES (mg/L) filtrat	Cap. de filtr. (lb/pi².h)
9	0.48	60	1	4.1	15.4	1.25	235	6.84
10	0.48	60	2	4.2	15.8	1.26	111	4.69
11	0.47	60	3	4.2	16.0	1.31	114	3.59
12	0.47	60	4	4.1	16.0	1.25	104	3.12

lors des essais sur filtre-presse. Le pourcentage de solides dans les gâteaux, n'a pour sa part, pas été modifié par le conditionnement du précipité métallique tout comme la siccité qui ne fut pas augmentée comme espéré. L'utilisation du Percol 338 à tout de même des effets positifs ; la teneur en MES dans le filtrat a chuté et le décollement du gâteau sur les toiles a été facilité.

Pour les essais de déshydratation sur filtre sous vide pour la boue de précipité métallique, les paramètres d'opération choisis sont : 60 % de submergence, 2 minutes par rotation et l'utilisation de faible concentration de Percol 338. La rotation à 2 RPM a été préférée à celle à 1 RPM parcque la siccité des gâteaux était un peu plus élevée puisque le temps d'égoutement a été un peu plus long. Trois essais similaires dans ces conditions d'opération choisies ont été exécutés afin de vérifier la constance des résultats. Ceux-ci sont présentés au Tableau 23.

La capacité moyenne de 25.7 kg/m².h est presque quatre fois plus élevée que celle atteinte lors des essais sur le filtre presse. Le pourcentage de solides dans les gâteaux a diminué à 13 % comparativement au 15 % obtenu auparavant lors des essais préliminaires. Cependant, la siccité à

Tableau 23 Déshydratation du résidu métallique avec le filtre sous vide aux meilleures conditions identifiées

Essais	Percol 338 (kg/t)	% sub.	RPM	ST entrée (%)	ST gâteau (%)	ST filtrat (%)	MES (mg/L) filtrat	Cap. de filtr. (kg/m^2.h)
13a	0.59	60	2	3.3	13.3	0.75	95.6	24.3
13b	0.53	60	2	3.7	13.2	0.90	56.0	26.4
13c	0.53	60	2	3.7	13.3	0.94	95.1	26.4
Moy.	0.55	60	2	3.6	13.3	0.83	82.0	25.7

l'entrée étant de 3.6 % alors qu'elle était au moins à 4.1 % lors des derniers essais. Le gâteau avait pourtant bien le temps de s'égoutter puisque vers la fin du cycle, il ne s'en échappait que quelques gouttes de filtrat. C'est donc une variation dans la constitution de la boue de départ qui serait responsable de ces changements. Ces résultats ne sont pas inquiétants, car le gâteau de précipité sèche toujours très rapidement.

L'étude technico-économique présentée à la section 4.4 comparera le filtre sous vide au filtre-presse en tentant de voir s'il est préférable d'avoir une plus grande capacité de filtration et un plus grand contenu en liquide dans les gâteaux ou une plus petite capacité de filtration et un gâteau plus sec.

Déshydratation sur pressoir rotatif

Monsieur Serge Fournier a mené une étude avec le pressoir rotatif sur la boue de précipité métallique. Il a constaté qu'avec une boue dont la siccité initiale est de 4.4%, on peut escompter produire un gâteau dont la siccité soit en moyenne de 23%. Le pressoir rotatif présente donc un bon potentiel de déshydratation. L'étude technico-économique tiendra compte de ces résultats.

4.3 Caractérisation des filtrats et des résidus

Une fois que les paramètres d'opération optimaux du filtre-presse et du filtre sous vide furent déterminés, il ne restait plus qu'a réaliser une analyse des filtrats des boues afin d'en connaître les concentrations de métaux lourds et de matière en suspension. Si ces dernières sont trop élevées, il faudra envoyer le filtrat au procédé de décontamination. De plus, les gâteaux des cendres traitées ont subi un test de lixiviation pour s'assurer que l'enfouissement dans un site ordinaire était possible et sans danger pour l'environnement. Pour ce qui est des gâteaux du précipité métallique, ils ont été envoyés à quelques entreprises métallurgiques pour étude plus approfondie sur les possibilités de valorisation des métaux lourds.

4.3.1 Composition du filtrat des cendres traitées

Le tableau 24 présente l'analyse des métaux et matières en suspension contenues dans le filtrat de la boue de cendres traitées pour les quatre essais avec le filtre presse réalisés avec les paramètres d'opération optimaux. Le tableau 25 montre les mêmes résultats pour les trois essais effectués avec le filtre sous vide aussi avec les paramètres d'opération optimaux.

Les résultats montrent que le les concentrations de métaux et de matières en suspension dans les filtrats sont inférieures aux normes de rejet à l'égout. Il est à noter que les matières en suspension dans le filtrat sont toujours supérieures lorsque le procédé de déshydratation par filtre-presse est utilisé. Les concentrations de calcium, de fer et de magnésium peuvent paraître élevés à première vue, mais il faut se rappeler que ces éléments constituaient la majeure partie des cendres avant traitement. On constate également que les concentrations résiduelles sont minimes par rapport aux concentrations avant traitement. Après le procédé de décontamination, le pH des cendres traitées étaient neutralisé. Le magnésium a ainsi été maintenu en solution dans le filtrat puisqu'il ne

Tableau 24 Caractéristiques des filtrats (mg/L) de la boue de cendres traitées (filtre-presse)

Essai	MES	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	P	S	Zn	Cd	Pb
1	523	< 0.5	35.5	< 0.5	< 0.5	< 0.5	201	6.68	< 0.5	< 0.5	508	4.18	< 0.5	< 0.5
2	190	.995	3287	< 0.5	< 0.5	11.7	176	5.56	< 0.5	1.50	406	2.51	< 0.5	< 0.5
3	252	< 0.5	3783	< 0.5	< 0.5	10.4	205	6.84	< 0.5	1.39	493	3.74	< 0.5	< 0.5
4	455	0.540	3659	< 0.5	< 0.5	8.67	208	6.91	< 0.5	1.23	446	4.26	< 0.5	< 0.5
N	600	-	-	5	5	-	-	-	5	-	-	10	2	2

N : norme de rejet à l'égout

Tableau 25 Caractéristiques des filtrats (mg/L) de la boue de cendres traitées (filtre sous vide)

Essai	MES	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	P	S	Zn	Cd	Pb
1	65.7	1.80	3389	< 0.5	< 0.5	< 0.5	202	5.44	< 0.5	1.14	530	3.82	.589	< 0.5
2	49.8	1.27	3469	< 0.5	< 0.5	< 0.5	202	5.52	< 0.5	1.22	292	3.82	.595	< 0.5
3	55.5	1.75	3028	< 0.5	< 0.5	< 0.5	183	4.82	< 0.5	1.02	303	3.82	< 0.5	< 0.5
N	600	-	-	5	5	-	-	-	5	-	-	10	2	2

N : norme de rejet à l'égout

précipite qu'à des pH alcalins. La présence de fer, s'explique probablement par l'utilisation de chlorure ferrique pendant le procédé de décontamination alors que la concentration plus élevée de soufre est probablement due à l'utilisation d'acide sulfurique lors des lavages acides.

4.3.2 Composition du filtrat du résidu métallique

Le tableau 26 présente l'analyse des éléments et matières en suspension contenues dans le filtrat de la boue du résidu métallique pour les quatre essais avec le filtre-presse réalisés avec les paramètres d'opération optimaux. Le tableau 27 présente les mêmes résultats pour les trois essais effectués avec le filtre sous vide aussi avec les paramètres d'opération optimaux.

Les résultats montrent que les concentrations de métaux et de matières en suspension dans les filtrats sont inférieurs aux normes de rejet à l'égout. Il est à noter que les matières en suspension dans le filtrat sont supérieures lorsque le procédé de déshydratation par le filtre-presse est utilisé. Les concentrations de calcium et de magnésium sont ici aussi élevées. Pour ce qui est du calcium, sa présence s'explique par l'utilisation de la chaux lors de la précipitation des métaux. On note aussi la présence du magnésium dans les filtrats puisque le pH de la boue du résidu métallique n'était pas assez élevé pour le faire précipiter. La concentration plus élevée de soufre est, elle, expliquée par l'utilisation d'acide sulfurique lors du procédé de décontamination.

Tableau 26 Caractéristiques des filtrats (mg/L) de la boue du résidu métallique (filtre-presse)

Essai	MES	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	P	S	Zn	Cd	Pb
1	271	4.98	3030	< 0.5	< 0.5	< 0.5	315	0.917	< 0.5	1.00	541	0.677	< 0.5	< 0.5
2	183	0.756	2894	< 0.5	< 0.5	< 0.5	321	1.10	< 0.5	0.900	533	< 0.5	< 0.5	< 0.5
3	61	< 0.5	2962	< 0.5	< 0.5	< 0.5	312	0.722	< 0.5	0.872	556	< 0.5	< 0.5	< 0.5
4	452	< 0.5	3092	< 0.5	< 0.5	< 0.5	330	0.722	< 0.5	0.813	584	< 0.5	< 0.5	< 0.5
N	600	-	-	5	5	-	-	-	5	-	-	10	2	2

N : norme de rejet à l'égout

Tableau 27 Caractéristiques des filtrats (mg/L) de la boue du résidu métallique (filtre sous vide)

Essai	MES	Al	Ca	Cr	Cu	Fe	Mg	Mn	Ni	P	S	Zn	Cd	Pb
1	96	< 0.5	1597	< 0.5	< 0.5	< 0.5	186	1.36	< 0.5	< 0.5	452	1.43	< 0.5	< 0.5
2	56	< 0.5	1675	< 0.5	< 0.5	< 0.5	190	1.37	< 0.5	< 0.5	548	0.717	< 0.5	< 0.5
3	95	0.656	1731	< 0.5	< 0.5	< 0.5	198	1.44	< 0.5	.573	537	0.717	< 0.5	< 0.5
N	600	-	-	5	5	-	-	-	5	-	-	10	2	2

N : norme de rejet à l'égout

4.3.3 Caractérisation des gâteaux

Étant donné la faible concentration de métaux lourds dans les filtrats, leur présence dans les gâteaux devrait être semblable à celle des boues avant la filtration (section 3.3). C'est effectivement ce qui a été observé.

Les gâteaux des cendres ont été soumis à des tests de lixiviation pour confirmer qu'ils respectaient les normes québécoises. Trois différents tests de lixiviation furent réalisés. Le tableau 28 présente les résultats du test TCLP qui est le test de référence au Québec depuis janvier 1998. Les valeurs moyennes des métaux contenus dans les lixiviats sont conformes aux normes québécoises ainsi qu'aux normes américaines. Il est à noter que la norme québécoise a recemment été amendée et que la concentration maximale autorisée est passée de 2 mg/L à 0.5 mg/L. Comme pour la norme canadienne.

Tableau 28 Résultats du test de lixiviation TCLP (mg/L)

	Pb	Cd	Cr	Cu	Fe	Ni	Zn
Résultats	3.21	0.29	0.04	1.30	0.10	0.25	7.70
Normes USA	5.00	1.00	5.00	-	-	-	-
Normes Qc	5.00	0.50	5.00	-	-	-	10.0

4.4 Étude technico-économique

Suite aux essais de floculation et de déshydratation, une étude technico-économique a été effectuée. Celle-ci se divise en deux parties soit celle sur les coûts engendrés par le conditionnement chimique des deux types de boues et celle sur les différents autres coûts reliés à la déshydratation de ces boues. Comme trois appareils de déshydratation furent mis à l'essai, le calcul économique pour la déshydratation mécanique a été effectué pour les quatre scénarios suivant :

- Utilisation de deux filtres sous vide
- Utilisation d'un seul filtre-presse
- Utilisation d'un filtre-presse et d'un filtre sous vide
- Utilisation d'un pressoir rotatif

Toute l'étude technico-économique a été élaborée en supposant une usine pilote qui traiterait 3.57 tonnes de cendres par jour. Comme il y a eu une perte de masse de 30 % lors du procédé de décontamination, tous les calculs ont été effectués en considérant qu'il y avait 2.5 tonnes de cendres à déshydrater par jour. Les résidus métalliques engendrés lors de la décontamination représente

11 % en moyenne de la masse de cendres traitées, soit 11 % de 2.5 tonnes de cendres traitées ou environ 300 kg de résidu métallique par jour.

Les calculs détaillés des coûts et les hypothèses posées pour faire ces calculs sont présentés ci-dessous. Les bilans de masse ont servi au dimensionnement des pièces d'équipement.

4.4.1 Coûts de conditionnement chimique

Conditionnement des cendres traitées

Comme 0.3 kg du Percol 351 était nécessaire par tonne de cendres sèches et que 2.5 t de cendres sèches seront déshydratées journellement, il est possible de calculer la quantité du Percol 351 à acheter annuellement :

- 2.5 t cendres/jour X 365 jours/année = 912.5 t cendres/année
- 0.3 kg Percol 351/t cendres X 912.5 t cendres/année = 275 kg Percol 351/année

Son prix étant de $5.20/kg, le Percol 351 coûtera $ 1 430.00/année.

Conditionnement du résidu métallique

Comme 0.5 kg du Percol 338 était nécessaire par tonne de résidu métallique et que 300 kg de résidu seront déshydratés par jour, la quantité du Percol 338 à acheter par année se calcul comme suit :

- 300 kg de précipité/jour X 365 jours/année = 109 500 kg précipité/année
- 0.5 kg Percol 338/t précipité X 109.5 t précipité/année = 55 kg Percol 338/année

Le coût du Percol 338 étant $ 5.35/kg, le coût estimés pour le conditionnement de la boue du résidu métallique serait de $ 294.00/année.

Il faut cependant tenir compte des taxes sur ces produits et des coûts nécessaires à la main d'oeuvre pour le conditionnement chimique uniquement. En considérant pour cette tâche deux heures de technicien par jour au taux de $ 17.5/h, les coûts totaux pour le conditionnement des deux boues seraient :

- Polymères : $ 1 965.00 (taxes incluses)
- Main d'oeuvre : $ 12 775.00
- Total de $ 14 740.00/année (taxes incluses)

4.4.2 Coûts de déshydratation mécanique

Scénario d'utilisation de deux filtres sous vide

L'étude technico-économique considérant l'utilisation d'un filtre sous vide pour la boue de cendres traitées et un autre pour la boue de résidu métallique a été effectuée en collaboration avec Monsieur B. Beard de la compagnie Komline-Sanderson. C'est d'ailleurs Monsieur Beard qui nous avait donné quelques recommandations concernant l'utilisation du " leaf-test-kit " quelques mois auparavant.

Pour la boue de cendres traitées, considérant la capacité de filtration obtenue lors des essais sur le " leaf-test-kit " ainsi que la pression de vide utilisée, M. Beard suggère d'acheter un filtre sous vide ayant une surface de 47.1 pi^2. Lors des essais, une pression de vide de 30 pouces de mercure a été utilisée. Cependant, d'après M. Beard, cette pression est difficile à utiliser à grande échelle. Le filtre sous vide suggéré prend cette modification en compte. Il peut déshydrater 7.5 t de cendres en 8 heures, ce qui est beaucoup plus que nécessaire. Toutefois, comme le prix d'une unité déshydratant 7.5 t/8 heures n'est que $ 20 000 de plus que celle dont la capacité est tout juste

suffisante soit, 2.5t/8 heures, notre choix s'est arrêté sur la plus grosse des deux unités dont le surplus de capacité sert de réserve en cas de besoin ou de difficulté.

Le coût d'un filtre sous vide ayant 47.1 pi^2 de surface est de $ 100 000 ou $ 113 980 avec les taxes. À ce prix, il faut ajouter les coûts du convoyeur, de la menuiserie et de la main d'oeuvre pour l'installation. Les différents coûts sont donc les suivants :

- Convoyeur : $ 11 398.00 (taxes incluses)
- Menuiserie : $ 3 419.40 (taxes incluses)
- Installation : $ 3 419.40 (taxes incluses)
- Filtre sous vide (47.1 pi^2) : $ 113 980.00 (taxes incluses)
- **Coût total de l'investissement : $ 132 216.80 (taxes incluses)**

Si cet investissement est amorti sur 20 ans et que le taux d'intérêts est de 10 %, le coût réel par année pour cet appareil de déshydratation est de $ 15 530.00 calculé à l'aide de l'équation suivante :

$$\text{Coût (\$/an)} = \frac{(I)\,(i)\,(1+i)^N}{(1+i)^N - 1}$$

où

I = investissement de départ

N = nombre d'année de remboursement

i = taux d'intérêt

À ce coût, il faut rajouter ceux de l'électricité, de la main d'œuvre, des réparations et de l'approvisionnement en eau potable soit :

- Électricité : 15 kW X 8 h à $ 0.056 par kWh

  = $ 2 795.70/année (taxes incluses)

- Opération : 1 homme, 1 heure par jour soit, 365 heures/année à $ 17.50/heure

  = $ 6 387.50/année

- Réparation : environ 5 % de l'investissement (filtre)

  ≈ $ 5 699.00/année (taxes incluses)

- Approvisionnement en eau potable : cet appareil requiert 19 litres d'eau à la minutes donc, 3 328 800 litres/année. La ville de Québec vend son eau $ 0.65 pour 4 546 litres

  = 542.50 $/année (taxes incluses)

En résumé les différents coûts annuels à défrayer pour déshydrater la boue de cendres traitées à l'aide d'un filtre sous vide sont les suivants :

- Coût total de l'investissement : $ 15 530.00/année
- Électricité : $ 2 795/année
- Opération : $ 6 388/année
- Réparation : $ 5 700/année
- Eau : $ 543/année
- **Coût total : $ 30 956/année**

Par tonne de cendres avant traitement (c.a.t.), ce coût est de $ 23.76/t c.a.t.. Les mêmes calculs ont été élaborés pour la boue du précipité métallique. Cette fois, M. Beard a suggéré un filtre sous vide de 70 pi² de surface considérant la capacité de filtration obtenue lors des essais sur le " leaf-test-kit " ainsi que la pression de vide utilisée. Le filtre choisi pour cette boue pourrait déshydrater 900 kg de résidu en 8 heures d'opération. Encore une fois, c'est plus que nécessaire, mais le coût n'étant pas vraiment plus élevé pour un filtre traitant 900 kg/8 heures que pour celui traitant 300 kg/8 heures, notre choix s'est arrêté sur la plus grosse des deux unités. Le surplus de capacité sert à nouveau de réserve en cas de besoin ou de difficulté.

Le coût du filtre sous vide de 70 pi² de surface est de $ 120 000.00 soit $ 136 776.00 lorsque les taxes sont ajoutées. À cela, il faut ajouter les coûts du convoyeur, de la menuiserie et de la main d'oeuvre pour l'installation. Les coûts d'investissement et d'installation sont donc les suivants :

- Convoyeur : $ 5 699.00 (taxes incluses)
- Menuiserie : $ 3 419.40 (taxes incluses)
- Installation : $ 3 419.40 (taxes incluses)
- Filtre sous vide (70 pi²) : $ 136 776.00 (taxes incluses)
- **Coût total de l'investissement : $ 149 313.80 (taxes incluses)**

Si ce coût est amorti sur 20 ans et que le taux d'intérêts est de 10 %, le coût réel, par année, pour l'achat et l'investissement de cet appareil est de $ 17 538.00/année.

Les calculs pour les coûts de l'électricité, de la main d'œuvre, des réparations et de l'approvisionnement en eau potable, sont semblables à ceux du filtre sous vide pour la boue de

cendres. Il est à noter, par contre, que le filtre de 70 pi² de surface consomme 19 kW en 8 heures plutôt que 15 kW en 8 heures. En résumé, les coûts obtenus sont les suivants :

- Coût total de l'investissement : $ 17 538/année
- Électricité : $ 3 541/année
- Opération : $ 6 388/année
- Réparation : $ 6 838/année
- Eau : $ 543/année
- **Coût total : $ 34 849/année**

Par tonne de cendres avant traitement (c.a.t.), ce coût est de $ 26.74/t c.a.t..

Finalement, il est très rare qu'un même filtre sous vide puisse être utilisé pour deux boues différentes. Si cette possibilité pouvait être envisagée, les coûts seraient moindre.

Scénario d'utilisation d'un filtre-presse

Afin d'optimiser les coûts de déshydratation de la boue de cendres traitées et de celle du précipité métallique, un seul filtre-presse a été dimensionné en supposant qu'il fonctionnerait 8 heures par jour. On évite ainsi les coûts d'une deuxième unité. Ne fonctionnant que 8 heures par jour, l'appareil est disponible 16 heures par jour pour rattraper le temps perdu si jamais le filtre a dû être arrêté.

Pour débuter, l'hypothèse de six cycles d'opération d'une heure chacun fut posée. Il fallait donc calculer la dimension du filtre en pieds cube nécessaire pour qu'en six cycles, les 2.5 tonnes de cendres soient filtrées. Par cycle de filtration, il faut traiter 417 kg de cendres sèches. D'après le bilan de masse, 417 kg secs produisent 970 kg de cendres mouillées (gâteau). La masse volumique

étant environ 1 200 kg/m^3, un filtre-presse de 0.808 m^3 sera nécessaire. En multipliant cette dimension par 1.25 afin de s'assurer d'une marge de sécurité de 25 % et en faisant la conversion de m^3 en pi^3, le filtre-presse requis devra avoir un volume de 36 pi^3. Le filtre est utilisé pendant 6 heures pour traiter la boue de cendres traitées. Avant qu'il ne soit utilisé pour la boue de précipité métallique, le filtre doit être nettoyé. On a prévu une heure pour cette opération. Puisque le filtre ne sera utilisé que 8 heures par jour, il ne reste qu'une heure pour la boue de précipité. Le filtre doit être capable de déshydrater 300 kg de précipité métallique pendant un cycle journalier d'une heure. Les calculs sont similaires à ceux pour la boue de cendres. D'après le bilan de masse, 300 kg de précipité sont équivalents à 1 471 kg de précipité mouillé (gâteau). La masse volumique du gâteau étant en moyenne 1 000 kg/m^3, un filtre-presse de 1.417 m^3 soit 50 pi^3 est nécessaire sans considérer de marge de sécurité.

Il faut donc recalculer le nombre de cycles requis pour déshydrater 2.5 tonnes de cendres traitées mais cette fois-ci avec un filtre-presse dimensionné à 50 pi^3. Le nombre de cycles diminuera probablement car le filtre a une plus grande capacité et donc, la marge de sécurité pour déshydrater la boue du précipité pourra être considérée. En supposant que dans le volume de 50 pi^3 il y a une marge de sécurité de 25 % pour la filtration des cendres, cela équivaut à dire que 40 pi^3 sont disponibles pour la déshydratation en tant que telle. Comme il a été présenté auparavant, en considérant une masse volumique de 1 200 kg/m^3, 1 360 kg de cendres mouillées (gâteau) par cycle passeront dans l'appareil. En kg de cendres sèches, on obtient 585 kg par cycle. Pour déshydrater les 2.5 tonnes, cinq cycles seront donc suffisants. Comme prévue, un cycle de plus pourra être utilisé pour la boue du précipité métallique. En résumé, cinq cycles d'une heure seront consacrés à la boue de cendres et deux cycles d'une heure à la boue du résidu métallique. La huitième heure servira au nettoyage.

Le filtre-presse étant choisi, il est possible d'effectuer l'étude des coûts d'investissement et d'installation. Les différents coûts sont les suivants :

- Convoyeur : $ 11 398.00 (taxes incluses)
- Menuiserie : $ 3 419.40 (taxes incluses)
- Installation : $ 3 419.40 (taxes incluses)
- Compresseur : $9118.40 (taxes incluses)
- Filtre-presse (50 pi^2) : $ 99 162.60 (taxes incluses)
- **Coût total de l'investissement : $ 126 517.80 (taxes incluses)**

Si le coût total d'investissement est amorti sur 20 ans et que le taux d'intérêt est de 10%, le coût réel annuel pour l'achat et l'installation du filtre-presse est de $ 14 860.00. À cela s'ajoute les coûts d'électricité, d'exploitation et de réparations soit :

- Électricité : 30 kW X 8 h à $ 0.056 par kWh

  = $ 5 591.00/année (taxes incluses)
- Opération : 1 homme, 6 heure par jour soit, 2190 heures à $ 17.50/heure

  = $ 38 325.00/année
- Réparation : environ 5 % de l'investissement (filtre)

  ≈ $ 4 958.13/année (taxes incluses)

En résumé, les coûts annuels sont les suivants :

- Coût total de l'investissement : $ 14 861/année
- Électricité : $ 5 591/année

- Exploitation: $ 38 325/année

- Réparation : $ 4 958/année

- **Coût total : $ 63 735/année**

Considérant que 3.57 tonnes par jour de cendres devraient être décontaminées soit 1 303 tonnes par année, le coût pour un seul filtre-presse serait $48.91/t c.a.t..

Les deux possibilités étudiées jusqu'ici content $ 50.50/t c.a.t. pour les deux filtres sous vide et $ 48.91/t c.a.t. pour l'unique filtre-presse.

Regardons la troisième possibilité qui est un filtre-presse pour la boue du précipité métallique et un filtre sous vide pour la boue de cendres traitées.

Scénario d'utilisation d'un filtre-presse et d'un filtre sous vide

Ce scénario concerne l'emploi d'un filtre sous vide pour la boue de cendres traitées et un filtre-presse pour la boue du précipité métallique. Si le filtre sous vide est mis en place pour déshydrater la boue de cendres, il en coûterait $ 23.76/tonne de c.a.t. (cendres avant traitement). Ce calcul a déjà été élaboré dans le scénario d'utilisation de deux filtres sous vide.

Il faut calculer les coûts relatifs à l'utilisation d'un seul filtre-presse exclusivement consacré à la boue du précipité métallique. Les calculs ont été effectués en considérant que le filtre-presse déjà acheté lors du projet de décontamination des boues d'épuration était utilisé. Ce filtre a un volume de 6 pi^3 . En supposant un facteur de sécurité de 25%, le volume utile est de 4.8 pi^3 ou 0.136 m^3. La masse volumique de la boue étant d'environ 1 000 kg/m^3, le filtre peut traiter 136 kg de précipité mouillé (gâteau) à chaque cycle. La quantité de solides totaux dans le gâteau étant en moyenne 20.4 %, on obtient 27.7 kg de précipité sec par cycle. Onze cycles d'une heure chacun seront nécessaires à chaque jour pour traiter les 300 kg de précipité sec produits journellement.

Les calculs ont aussi été élaborés dans le cas où la décision d'acheter un filtre-presse neuf serait prise. Idéalement, il serait intéressant que les 300 kg de précipité produits journellement soient déshydratés en un maximum de 8 heures. Les opérations auraient alors 16 heures par jour pour pallier contre les imprévus et les difficultés de toutes sortes. En considérant 7 cycles de une heure par jour et une heure pour le nettoyage, il faudra déshydrater 43 kg sec/cycle. D'après le bilan de masse, chaque cycle devra traiter 211 kg de gâteau de précipité (mouillé). La masse volumique étant en moyenne 1 000 kg/m^3, un filtre-presse de 0.211 m^3 devra être acheté. Considérant un facteur de sécurité de 25%, il faudra un filtre-presse d'environ 10 pi^3 (0.264 m^3).

Il se vend sur le marché des filtres-presses de 12 pi^3 dont le coût d'achat est de $ 40 000.00. Tenant compte des appareils annexes et de la main d'oeuvre, les différents coûts d'investissement sont les suivants :

- Filtre-presse (12 pi^3) : $45 592.00 (taxes incluses)
- Compresseur (10 HP) : $5 699.00 (taxes incluses)
- Convoyeur : $5 699.00 (taxes incluses)
- Tuyauterie : $4 559.20 (taxes incluses)
- Menuiserie : $3 419.40 (taxes incluses)
- Installation : $3 419.40 (taxes incluses)
- **Coût total d'investissement : $68 338.00 (taxes incluses)**

Si le coût d'investissement est amorti sur 20 ans et que le taux d'intérêt est de 10%, le coût réel annuel pour l'achat et l'installation du filtre-presse est de $ 8 033.00. À cela, il faut ajouter les coûts annuels suivants de la main d'oeuvre, des réparations et de l'électricité :

- Électricité : 7.456 kW X 8 h à $0.056 par kWh

  = $1 398.00/année (taxes incluses)

- Opération : 1 homme, 6 heures par jour soit, 2190 heures à $17,5/heure

  = $38 325.00/année

- Réparation : environ 5% de l'investissement (filtre)

  ≈ $2 280,00/année (taxes incluses)

En résumé, l'utilisation de ce filtre-presse pour la boue de précipité entraînerait les dépenses suivantes :

- Coût total de l'investissement : $8 033/année
- Électricité : $1 398/année
- Opération : $38 325/année
- Réparation : $2 280/année
- **Total : $50 036/année**

Ce coût en dollars par tonne de cendres avant traitement est $ 38.40.

Si la possibilité d'acheter un filtre-presse neuf pour la boue du résidu métallique et un filtre sous vide pour la boue de cendres est considérée, le prix total estimé est $ 62.00/t c.a.t.. C'est $ 12.00/t c.a.t. de plus que les deux options précédentes. Ce scénario est donc rejeté à moins de se servir du petit filtre-presse (6 pi^3) déjà acheté, il y a quelques années. Cependant, ce filtre devra

fonctionner pendant 12 heures, laissant moins de temps pour les imprévus et des frais supplémentaires pour la main d'oeuvre de presque $ 20 000.00/année s'ajouteront.

Scénario d'utilisation d'un pressoir rotatif

Monsieur Serge Fournier des industries Fournier a fourni les coûts en tenant compte aux données qu'il avait obtenues sur les deux échantillons de boues qui lui ont été envoyés. D'après lui, une seule machine pourrait déshydrater la boue de cendres traitées à raison de 8 heures par jour. Une unité de secours ne serait pas nécessaire. Monsieur Fournier propose d'acheter un pressoir capable de traiter 291 kg de cendres sèches par heure. Son coût est de $ 210 000.00 avec tous les équipements annexes mais sans le convoyeur et l'installation. En ajoutant ces deux dépenses soit, $ 11 398.00 (taxes incluses) pour le convoyeur et $ 3 419.40 (taxes incluses) pour l'installation, le coût d'investissement en dollars par année serait $29 855. Ce calcul fût effectué avec un taux d'intérêt de 10 % et un remboursement étalé sur 20 ans comme pour tous les autres calculs. Il faudrait donc payer $ 29 855.00/année pour ce pressoir sans compter l'électricité, la main d'oeuvre, l'approvisionnement en eau et les réparations. Ces coûts d'opération et d'entretien sont estimés à $85,00/t sèche par Monsieur Fournier soit un total de $ 88 406.00 (taxes incluses). En additionnant ces coûts à l'investissement calculé auparavant, il faut prévoir $ 118 261.00 par année pour déshydrater les 2.5 tonnes de cendres. Cela revient à $ 90.76 la tonne de cendres avant traitement. À ce prix, il faut ajouter les coûts pour la déshydratation de la boue du résidu métallique. L'étude économique pour cette boue n'a pas été élaborée car juste avec la boue de cendres, les prix sont presque deux fois plus élevés que ceux des trois scénarios discutés auparavant. Finalement, ce dernier scénario est rejeté.

CONCLUSION

Le but de la présente recherche était de démontrer la possibilité de déshydrater économiquement les sous-produits de décontamination des cendres volantes d'incinérateur soit, les cendres traitées et le résidu de précipitation métallique, en utilisant des technologies usuelles de déshydratation.

Le premier objectif était de sélectionner les types de polymères (aide floculant) permettant la meilleure floculation des sous-produits à l'étude. Les polymères Percol 789, 728, 455, 351 et E-10 de la compagnie Allied Colloïds furent expérimentés pour la boue de cendres traitées. La vitesse de décantation de la boue et le temps de succion capillaire ont permis de déterminer que le Percol 351 était le polymère le plus efficace à une concentration optimumale de 0.36 kg de polymère par tonne de cendres sèches. Pour ce qui est du résidu métallique, les Percol 338, 351, 155 et E-10 ont été testés. Dans ce cas-ci, le Percol 338 s'avéra le plus efficace à une concentration de 0.43 kg de polymère par tonne de cendres sèches. Pour les deux boues, la consommation de polymère est faible.

La deuxième partie de l'étude consistait à comparer trois équipements de déshydratation, soit le filtre-presse, le filtre sous vide et le pressoir rotatif. Ces appareils ont été expérimentés avec les deux boues. Pour la boue de cendres traitées, le filtre-presse permet d'accroître le contenu en solides, en moyenne de 12.4 % à 43.2 % (galette consistante) avec un cycle de filtration très rapide d'une heure. La capacité moyenne de filtration est aussi très élevée soit à 15.57 kg/h.m². La moyenne des matières en suspension du filtrat est de 355 mg/L, ce qui est acceptable puisque la norme québécoise de rejet à l'égout est de 600 mg MES/L.

Toujours pour la boue de cendres traitées, le filtre sous vide a très bien fonctionné. La durée de rotation du tambour, très courte, n'était que d'une minute. La siccité du gâteau de cendres traitées a

été identique à celle obtenue avec le filtre-presse soit 43.2 %. Les MES du filtrat ont été par contre plus faibles. De plus, les capacités de filtration de 589 kg/m².h sont très élevés. Il faut cependant mentionner que pour un même investissement, les surfaces des filtres sous vide sont normalement plus faibles que celles des filtres-presses. La comparaison ne peut toutefois se faire qu'au niveau économique en tenant compte des avantages et des inconvénients de chaque technologie.

Pour ce qui est de la boue du résidu de précipitation métallique, la siccité du gâteau obtenu sur le filtre-presse est assez bonne avec 20.4 % en moyenne. Les solides totaux à l'entrée ont été cependant beaucoup plus faibles avec environ 4.43 %. Les MES des filtrats, en moyenne 242 mg/L, ne causaient pas de problèmes pour le rejet à l'égout. La capacité de filtration pour le résidu métallique a été de 6.94 kg/m².h, ce qui s'approche davantage de la gamme prévue dans le cas des boues produites aux stations d'épuration des eaux usées municipales (1.5 à 10 selon Degrémont, 1989). La filtration sur filtre-presse des résidus métalliques semble donc facilement envisageable. La filtration sous vide de cette boue à l'aide du simulateur qu'est le " leaf-test-kit " a donné des résultats un peu moins intéressants car le gâteau obtenu avait une siccité faible d'en moyenne 13.3 % de solides totaux. Celui-ci était plus difficile à manipuler. La capacité de filtration moyenne obtenue a été de 25.7 kg/m².h. Ces résultats indiquent que la filtration sous vide pour le résidu métallique était un peu moins appropriée. Cependant, il faudrait faire une comparaison économique plus fine de ces deux appareils avant de fixer une conclusion définitive.

Un troisième type de séparation solide-liquide a été envisagé, il s'agissait du pressoir rotatif. Les industries Fournier ont effectuées une simulation à l'échelle réduite en laboratoire. Leurs conclusions sont que la cendre traitée requiert une très faible concentration de polymère et qu'avec 17.6 % de solides totaux à l'entrée, la siccité de la boue à la sortie du pressoir se situera entre 40 et 47 % de solides totaux. Le potentiel de déshydratation des cendres traitées est donc excellent. Pour le résidu métallique, la concentration requise du polymère est moyenne. Avec des solides totaux à

l'entrée de 4.38 %, la siccité prévue est de 23 %. Le pressoir rotatif a donc un bon potentiel de déshydratation du résidu métallique.

Comme les résultats démontrent que la déshydratation ne semble pas poser de problèmes techniques d'envergure, peu importe l'appareil utilisé, l'étude économique a ensuite été faite en considérant quatre scénarios de choix et d'installation d'appareils. Dans chacun des cas, les coûts pour la déshydratation et le conditionnement furent calculés par tonne de cendres avant traitement (c.a.t.). Les résultats sont les suivants :

- Utilisation d'un filtre sous vide pour les cendres et d'un filtre sous vide pour le résidu :

$ 50.50/t c.a.t. + conditionnement

- Utilisation d'un seul filtre-presse pour les deux boues :

$ 48.91/t c.a.t. + conditionnement

- Utilisation d'un filtre-presse pour le résidu et d'un filtre sous vide pour les cendres :

$ 62.00/t c.a.t. + conditionnement

- Utilisation du pressoir rotatif :

$ 90.76/t c.a.t. (pour la boue de cendres seulement) + conditionnement.

L'étude des coûts de ce dernier scénario n'a pas été complété parce que les coûts sont excessifs.

En regardant ces coûts, deux scénarios semblent équivalents soit, l'utilisation de 2 filtre sous vide au coût de $ 50.50/t c.a.t. et l'utilisation d'un seul filtre-presse au coût de $ 48.91/t c.a.t.. Nous recommandons le filtre-presse pour trois principales raisons :

- La siccité du gâteau du précipité métallique était plus grande et celui-ci se manipulait plus facilement.
- L'investissement initial est moindre.
- Il y aura création d'un emploi.

BIBLIOGRAPHIE

Adrian D.D. (1978) *Sludge dewatering and drying on sand beds*. U.S. Environmental Protection Agency, EPA-600/2-78-141, août.

Andreasen I. et B. Nielsen (1993) A comparative study of full-scale sludge dewatering equipment. Wat. Sci. Technol. **28(1),** 37-45.

APHA (1989) Standards methods for examination or water and wastewater, 17e édition. American Public Health Association, Washington, D.C.

Babbitt H.E. (1931) Sewage investigations at the University of Illinois. Sewage Works **3(4),**.

Bagchi A. et D. Sopcich (1989) Characterization of MSW incinerator fly ash. J. of Environ. Engrg. **115(2),** 447-452.

Banks J.A.Jr et W.K. Lederman (1990) Innovative sludge drying bed design. Public Works **Septembre,** 112, 134.

Barbulescu A. (1985) Le pressoir rotatif à sabot. un nouveau venu dans le traitement des boues. 8e Symposium International sur le traitement des eaux usées, AQTE, 19 et 20 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu.

Barbulescu A. et J. Barbulescu (1989) The basic theory of the rotary press. Filtech Conference, Karleruhe, Volume 2, Filtration Society, Leicester, Royaume-Uni, Compte rendu.

Barette L.M. et D. Couillard (1991) Lixiviation bactérienne d'un terril de gisement sulfureux à l'aide d'un bioréacteur à ascension pneumatique. Dans: *Second International Conference on the Abatement of acidic Drainage,* 16-18 septembre, Montréal, paper no 5.3. Proceedings: 1, pp 315-334. Organisé par CANMET (Canadian Center for Mineral and Energy Technology-Energy, mines and Resources Canada).

Bastille C., S. St-Pierre et B. Dubreuil (1989). Manuel des méthodes de laboratoire. Juin 1989, INRS-Eau, 2700 rue Einstein, Sainte-Foy, Québec, 284 p.

Bawkon B. (1991) Incineration technologies for managing solid waste. Pollut. Engng. **23 (9),** 96-109.

Bridle T.R., P.L. Côté, T.W. Constable et J.L. Fraser (1987) Evaluation of heavy metal leachability from solid wastes. Wat. Sci. Tech. **19,** 1029-1036.

CCME (1991a) Le programme d'essai et d'évaluation national des incinérateurs. Conseil Canadien des Ministres de l'Environnement, No En 21-97/1991, 28 pages.

Cheremisinoff P.N. (1992) Filter presses for industrial effluent and sludge dewatering. Nat. Environ. J. **2(4),** 48-.

Coker C.S., R.L. Walden, T.G. Shea et M.J. Brinker (1991) Dewatering municipal wastewater sludge for incineration. Wat. Environment Technol. **mars,** 63-67.

Collins A.G., S. Mitra et S.G. Pavlostathis (1991) Microwave heating for sludge dewatering and drying. Res. J. Wat. Pollut. Control Fed. **63(6),** 921-924.

Couillard D. et G. Mercier (1992) Précipitation sélective des métaux solubilisés biologiquement de boues aérobies d'épuration. Can. J. Chem. Eng. **70(5),** 1021-1030.

Couillard D. et G. Mercier (1991a) Optimum residence time (in CSTR and airlift reactor) for bacterial leaching of metals from anaerobic sewage sludge. Wat. Res. **25(2),** 211-218.

Couillard D. et G. Mercier (1991b) Procédé de solubilisation biologique des métaux dans les boues anaérobies d'épuration : Filtrabilité, neutralisation et teneurs en N et P des boues traitées. Can. J. Chem. Eng. **69,** 779-787.

Couillard D. et G. Mercier (1990) Bacterial leaching of heavy metals from sewage sludge - Bioreactors comparison. Envir. Pollut., **66,** 237-252.

Couillard D., S. Burelle et R.D. Tyagi (1989) Étude de la faisabilité de l'utilisation d'un procédé de solubilisation biologique des métaux lourds contenus dans un échantillon de sol contaminé. INRS-Eau, rapport scientifique n0 268, 30 p + annexes. Pour la firme Sanexen inc. du Groupe Sanivan inc. et le CQVB - Centre Québécois de Valorisation de la Biomasse, Québec.

Couillard D., G. Mercier et R.D. Tyagi (1988a) Problématique des métaux lourds dans les boues résiduaires et revue de littérature sur les méthodes d'enlèvement de ces métaux. INRS-Eau, rapport scientifique no 262, 267 pages.

Couillard D., G. Mercier et R.D. Tyagi (1988b) Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux de qualité laboratoire comme substrat. INRS-Eau, rapport scientifique no 263, 150 pages.

Couillard D., G. Mercier, I. Piché et R.D. Tyagi (1988c) Recherche d'un substrat économique pour la solubilisation des métaux lourds dans les boues résiduaires". INRS-Eau, rapport scientifique no 264, 124 pages.

Couillard D., G. Mercier, F. Tran et R.D. Tyagi (1988d) Étude du procédé de solubilisation des métaux avec du sulfate ferreux résiduaire de raffinage des métaux". INRS-Eau, rapport scientifique no 265, 172 pages.

Degrémont (1989) Mémento technique de l'eau, 9ième édition, Degrémont, Rueil Malmaison, France, 1459 pages.

Dennison R.A. (1988) The hazards of municipal incinerator ash and fundamental objectives of ash management, in resource recovery of municipal solid wastes. AIChE Symposium Series No **265**, 84, 148 pages.

Desjardins M.A., N.A. Roy et F. Brière (1991) Déshydratation sur lits de séchage de boues d'étangs aérés facultatifs conditionnées chimiquement ou par gel-dégel. 14[e] Symposium International sur le traitement des eaux usées, AQTE, 12 au 14 novembre, Montréal, Québec, Canada, Compte rendu, pp. 189-191.

Eighmy T.T., S.F. Bobowski, T.B. Ballestero et M.R. Collins (1989) Investigations into leachate characteristics from amended and unamended combined ash and scrubber residues. Interim Report, Department of Civil Engineering, University of New Hampshire.

Environnement Québec (1989) Règlement sur le déchet dangereux. Gazette officielle du Québec, Q-2, r.12.1.

Fukuda H. (1994) Japan paves the way to putting sludge underfoot. Wat. Qual. Intern. **2,** 18-20.

Gale R.S. et R.C. Baskerville (1970) Studies in the vacuum filtration of sewage sludges. Wat. Pollut. Control **69,** 514-532.

Garelli B.A., E.L. Kokat et B.J. Schwartz (1990) Improved centrifuge sludge dewatering by automatic backdrive torque control. Wat. Sci. Technol. **22(12),** 303-308.

Goyette R., A. Silverwood et M.A. Desjardins (1994) Essai à grande échelle de conditionnement par gel-dégel de boues chimiques d'étangs aérés facultatifs. 17e Symposium international sur le traitement des eaux usées; 6e Atelier sur l'eau potable; 10e Congrès régional de l'ACQE et 1er Atelier sur l'estimation des crues GREHYS-CRSNG, Delisle C.E. et M.A. Bouchard (éds), Université de Montréal, Collection Environnement, Montréal, Québec, Canada, compte-rendu, pp. 172-196.

Halcrow Gilbert Associates Ltd (1993) *Preliminary review of the energy considerations in dewatering and drying sewage sludge to produce a fuel.* Renewable Energy Research and Development Programme, Energy Technology Support Unit, Department of Trade and Industry, ETSU B/MS/00192/30/REP, Royaume-Uni, 34 pages.

Hashimoto M et M. Hiraoka (1990) Characteristics of sewage sludge affecting dewatering by belt press filter. Wat. Sci. Technol. **22(12),** 143-152.

Horenstein B.K., G.L. Hernandez, G. Rasberry et J. Crosse (1990) Successful dewatering experience at Hyperion wastewater treatment plant. Wat. Sci. Technol. **22(12),** 183-191.

Hossam A.A., S.G. Saad, H.H. Mitwally, L.M. Saad et L. Noufal (1990) Solar energy for sludge drying in Alexandria metropolitan area: case study in Egypt. Wat. Sci. Technol. **22(12),** 193-204.

Hurdle R.L. (1992) Choosing the appropriate dewatering technology. Fluid/Particle Sep. J. **5(4),** 151-.

ILSR (1987) Municipal solid waste incinerator ash management and disposal data entries. Institute for local self-reliance, Washington D.C., 23 pages.

Karstensen K.H and W. Lund (1989) Multi-element analysis of a citu waste incineration reference sample by Inductively coupled plasma atomic emission spectrometry. J Anal Atom Spectrometry **4**, 357-359.

Kiser J.V.L. et E.W. Repa (1989) Managing municipal waste combustion ash. Environ. Waste Manage. World **3**, I.

Komline-Sanderson Limited (1976) Test leaf instructions. Rotary drum, Vacuum filter. Brampton, Ontario.

Komline-Sanderson Limited (19--) Thank you for buying a Komline-Sanderson capillary suction timer. Brampton, Ontario.

Kondoh S. Et M. Hiraoka (1990) Commercialization of pressurized electroosmotic deshydrator (PED). Wat. Sci. Technol. **22(12),** 259-268.

Legiec I.A., C.A. Hayes et D.S. Kosson (1989a) Continuous recovery of heavy metals from MSW incinerator ashes. Environ. Prog. **8**, 212-216.

Legiec I.A., C.A. Hayes et D.S. Kosson (1989b) Treatment and recovery of heavy metals from incinerator ashes, in Proc. 3rd Int. Conf. on New Frontiers for Hazardous Waste Management. EPA-600-9-89-072, 253-262.

Lowe P. et D. Shaw (1992) Development of the membrane filter press for the processing of sewage sludge. Wat. Sci. Technol. **25(4/5),** 297-305.

MacConnell G.S., D.S. Harrison, K.W. Kirby, H. Lee et F. Mousavipour (1991) Centrifuges vs. dissolved-air flotation. Wat. Environment Technol. **février,** 60-65.

Marklund S. (1990) Dewatering of sludge by natural methods. Wat. Sci. Technol. **22(3/4),** 239-246.

Martel C.J. (1989a) Development of design for sludge freezing beds. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **115(4),** 799-808.

Martel C.J. (1991) Freezing out sludge. Civ. Eng. **novembre,** 64-65.

Martel C.J. (1993) Fundamentals of sludge dewatering in freezing beds. Wat. Sci. Technol. **28(1),** 29-35.

Martel C.J. et C.J. Diener (1991) Pilot-scale studies of sludge dewatering in a freezing bed. Can. J. Civ. Eng. **18,** 681-689.

Martin M.H. et R.P. Bhattarai (1991) More mileage from gravity sludge thickeners. Convert to dissolved-air flotation. Wat. Environment Technol. **juillet,** 57-60.

Mayer E. (1989) Membrane press sludge dewatering. Second annual meeting of the american filtration society, mars, Pittsburgh, PA, U.S.A.

McCoy and Associates (1992) The RCRA land disposal restrictions : a guide to compliance. McCoy and Associates Publisher, Lakewood, Colorado, 17 sections paginées indépendamment.

Metcalf & Eddy, Inc. (1992b) *Opportunities for Energy Conservation and Load Shaping in Sludge Management Systems*. Electric Power Research Institute, EPRI TR-101026, Project 2662-10, Palo Alto, Californie, U.S.A.

Mininni G., L. Spinosa et A. Misiti (1984) Evaluation of filterpress performance for sludge dewatering. J. Wat. Pollut. Control Fed. **56,** 331-336.

Mininni G., L. Spinosa et V. Lotito (1991) Cost optimization of sewage sludge filterpressing. Wat. Sci. Technol. **23,** 2001-2009.

National Technical Information Service (1993a) *Preliminary review of the energy considerations in dewatering and drying sewage sludge to produce a fuel.* NTIS, DE93504798/XAB, Springfield, VA, U.S.A.

National Technical Information Service (1993b) *Sludge dewatering: sewage treatment.* NTIS, PB93-870160/XAB, Springfield, VA, U.S.A.

National Technical Information Service (1993c) *Sludge dewatering: sewage and industrial wastes*. NTIS, PB94-853744/XAB, Springfield, VA, U.S.A.

Nichols A.B. (1992) Improved centrifuge sludge dewatering by steam and carbon dioxide injection.

Nielsen B. (1992) Costing dewatering. Wat. Qual. Intern. **3,** 24.

Oliver B.G. et J.H. Carey (1976a) The removal and recovery of metals from sludge and sludge incinerator ash. Research Report No. 33, Ontario Ministry of the Environment.

Oliver B.G. et J.H. Carey (1976b) Acid solubilization of sewage sludge and ash constituents for possible recovery. Water Res. **10**, 1077.

Ontiveros, J.L., Clapp, T.L. et Kosson, D.S. (1989) Physical properties and chemical species distributions within municipal waste combustor ashes. Environ. Prog. **8**, 200.

Rencken G.E. et C.A. Buckley (1992) Dewatering sludges using a novel membrane technology. Wat. Sci. Technol. **25(10),** 41-54.

Sawell S.E. et T.W. Constable (1993) Le programme national d'essais et d'évaluation des incinérateurs: résumé des études de caractérisation et de traitement des résidus d'incinération de déchets solides urbains. Rapport SPE/3/UP/8, Environnement Canada, Ottawa, 64 pages.

Sawell S.E. et T.W. Constable (1988) National incinerator testing and evaluation Program Vol. 5, Assessment of contaminant leachability from residues, Wastewater Technology Centre, Environment Canada, rapport no. IP-82.

Sawell S.E., T.W. Constable et R. Klicius (1989) Evaluation of contaminant leachability from residues collected at a refuse derived fuel municipal waste combustion facility, IP-96.

Smith J.W. et J. Condra (1983) Recovery of wastewater treatment chemicals from fly ash. ASCE. J. Environ. Eng. **109**,1168-1179.

Smollen M. (1990) Evaluation of municipal sludge drying and dewatering with respect to sludge volume reduction. Wat. Sci. Technol. **22(12),** 153-161.

Tecsult (1993) Étude sur la gestion des résidus d'incinération de déchets solides, de déchets biomédicaux et de boues de stations d'épuration d'eaux usées. Document rédigé pour le Ministère de l'environnement du Québec, Division de l'élimination des déchets solides. 137 pages + annexes.

Tenney M.W., W.F.Jr. Echelberger, J.J. Coffey et T.J. McAloon (1970) Chemical conditioning of biological sludges for vacuum filtration. J. Wat. Pollut. Control Fed. **42,** R1-R20.

Theis T.L. et K.H. Gardner (1990) Environmental assessment of ash disposal. Crit. Rev. Envir. Control **20(1),** 21-42.

van der Roest H.F., A.A. Salomé et E. Koornneef (1993) New generation beltpresses and decanters for sludge dewatering. Wat. Sci. Technol. **28(1),** 21-28.

Vesilind P.A. et C.J. Martel (1990) Freezing of water and wastewater sludges. J. Environ. Eng. (Div. ASCE) **116(5),** 854-862.

Vesilind P.A., S. Wallinmaa et C.J. Martel (1991) Freeze-thaw sludge conditioning and double layer compression. Can. J. Civ. Eng. **18,** 1078-1083.

Wadge A. (1987) The leachability and chemical speciation of selected trace elements in fly ash from coal combustion and refuse incineration, Environ. Pollut. 48: 85-99.

Weismantel G.E. (1993) Sludge dewatering technology. Pollut. Eng. **25,** 28.

ANNEXE A

PROTOCOLE D’OPÉRATION DES FILTRES-PRESSES

PROTOCOLE D'OPÉRATION DES FILTRES-PRESSES

1- Placer toutes les plaques égales (A fig. 1)et fermer le filtre-presse en y appliquant la pression maximum du vérin hydraulique ou manuel (B fig. 1).

2- En mode; déshydratation de boues traitées les valves de l'appareil seront en position énumérées comme suit: (référence fig. 2)

VALVE	POSITION	DESCRIPTION
#1	ouvert	alimentation du filtre-presse
#2	ouvert	alimentation du filtre-presse
#3	fermée	nettoyage inverse
#4	fermée	drainage du coeur du filtre
#5	ouvert	sortie du lixiviat
#6	ouvert	sortie du lixiviat
#7	ouvert	sortie du lixiviat
#8	fermée	purge d'air

3- Début de la déshydratation en ouvrant la valve du régulateur à 30 PSI (valve #9 fig. 2). Le pompage est facile car les chambres se remplissent de boues.

4- Lorsque nous constatons que la pompe d'alimentation a de la difficulté à opérer. Augmenter la pression progressivement par tranche de 10 PSI sur le régulateur de la valve #9.

5- La pression maximum obtenue au pilote est de 105 PSI.
La durée de filtration moyenne est de deux heures que se soit pour la grosse ou la petite unité de filtre-presse.

6- A la fin de la déshydratation, fermer la valve régulée #9 à 0 PSI afin d'arrêter la pompe d'alimentation du filtre-presse.

7- Si les toiles Crosible sont montées sur le filtre passer à l'étape 9-.
Pour les toiles Lenser il faut placer les valves #10, #11 et #12 (fig. 3) en position ouvertes afin d'alimenter les membranes compressantes.

8- Ouvrir la valve du régulateur (valve #13 fig. 3) au maximum c.a.d. 105 PSI pendant 10 minutes.

9- Fermer les valves #6 et #7 (fig. 2). Ouvrir la purge d'air
(valve #8 fig. 2) légerement pendant 5 minutes.

10- Ouvrir la valve #4 au maximum afin de purger le coeur du filtre-presse et le surplus de boues non-filtrées vers le drain. Fermer la valve #5 mais pas complètement afin de ne pas éclabousser des boues partout. Durée de 5 minutes.

11- Lorsque les purges sont terminées. Fermer la valve régulatrice #8 (à 0 PSI). Pour les toiles Lenser enlever la pression d'air dans les membranes en fermant la valve de régulation #13 à 0 PSI et ouvrir les valves #12, #11 et #10.

12- Enlever la pression du vérin (B fig. 1). Ouvrir le filtre-presse.

13- Sortir les gâteaux d'entre les plaques et gratter les toiles s'il y a lieu.

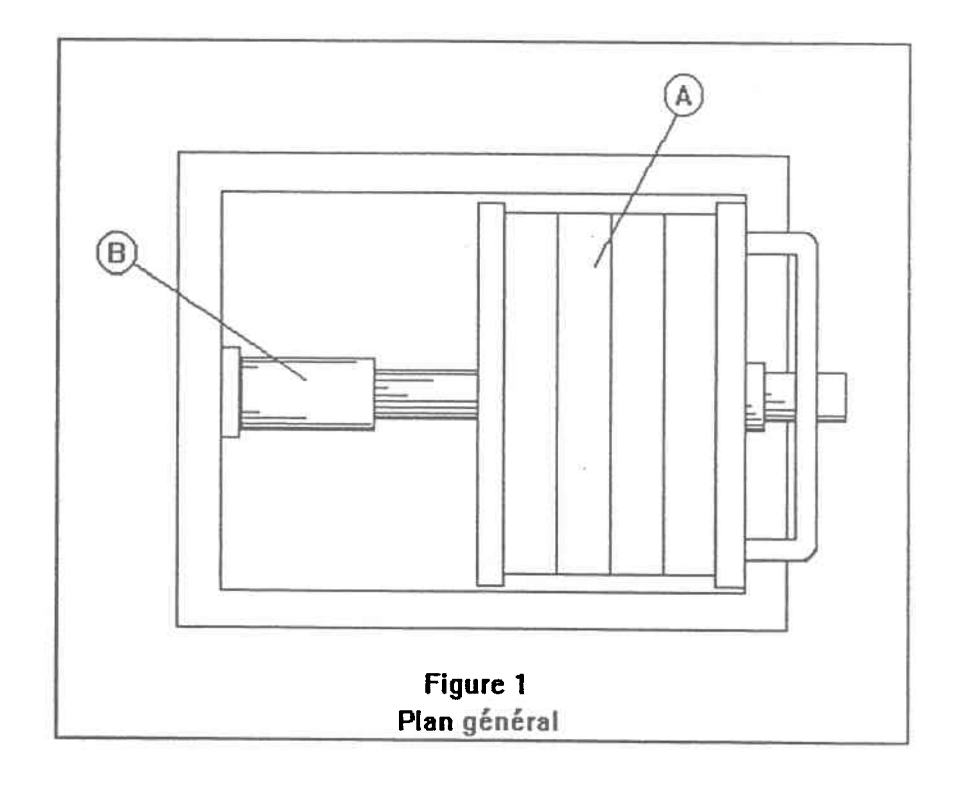


Figure 1
Plan général

PROTOCOLE DE NETTOYAGE DES FILTRES-PRESSES

Les filtres-presses ont étés modifiés afin de pouvoir nettoyer leurs toiles dans les deux sens. Les explications ci-dessous nous donnent le circuit à suivre par l'agencement des valves pour un lavage dans le sens normal ou inverse. Les produits utilisés sont à la discrétion des usagés. Pour tous les numéros de valves employées se référer à la figure 2.

LAVAGE NORMAL:

La position des valves est similaire à celle d'une déshydratation normale. Le bassin d'alimentation en solution nettoyante est B05. La sortie se fait en B06.

VALVE	POSITION	DESCRIPTION
#1	ouvert	alimentation du filtre-presse
#2	ouvert	alimentation du filtre-presse
#3	fermée	nettoyage inverse
#4	fermée	drainage du coeur du filtre
#5	ouvert	sortie du lixiviat
#6	ouvert	sortie du lixiviat
#7	ouvert	sortie du lixiviat
#8	fermée	purge d'air

Ouvrir la valve régulatrice #9 à 40 PSI pour effectuer le nettoyage.

LAVAGE INVERSE:

Le bassin d'alimentation en solution nettoyante est B05. La sortie se fait au drain.

VALVE	POSITION	DESCRIPTION
#1	ouvert	sortie du filtre-presse
#2	fermée	alimentation du filtre-presse
#3	ouvert	nettoyage inverse
#4	ouvert	sortie au drain
#5	fermée	sortie du lixiviat
#6	ouvert	alimentation de la partie supérieur du filtre
#7	ouvert	alimentation de la partie supérieur du filtre
#8	fermée	purge d'air

Ouvrir la valve régulatrice #9 à 40 PSI pour effectuer le nettoyage.

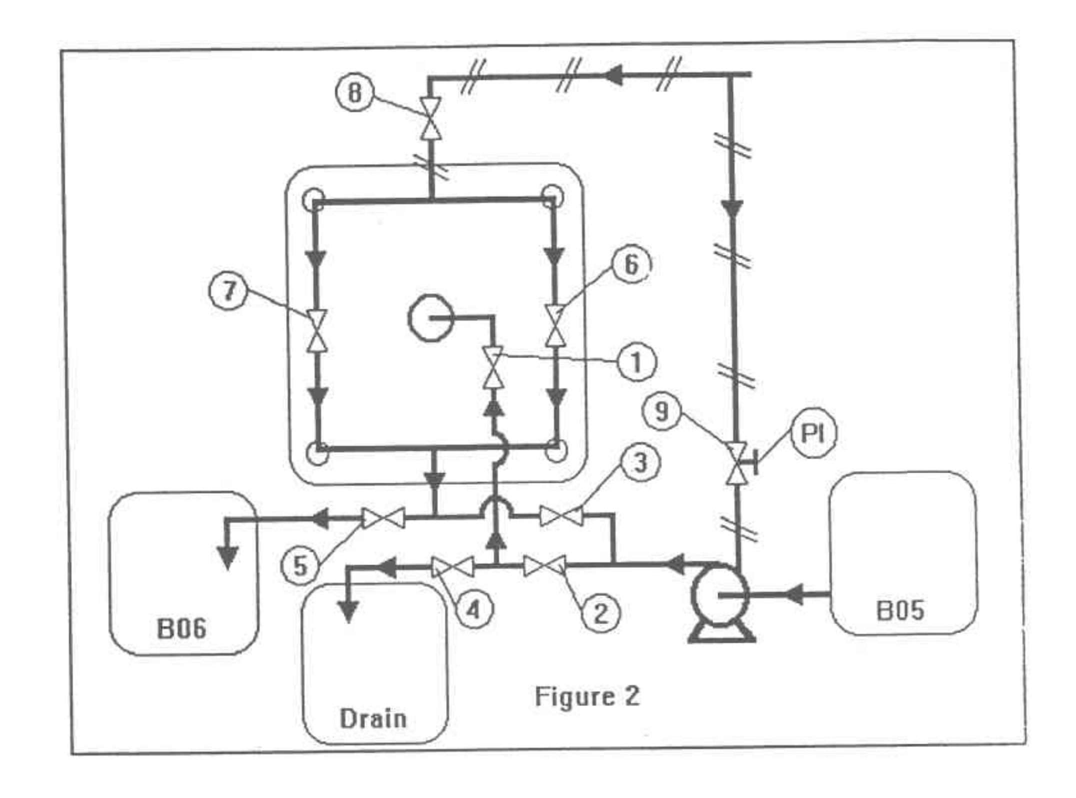


Figure 2

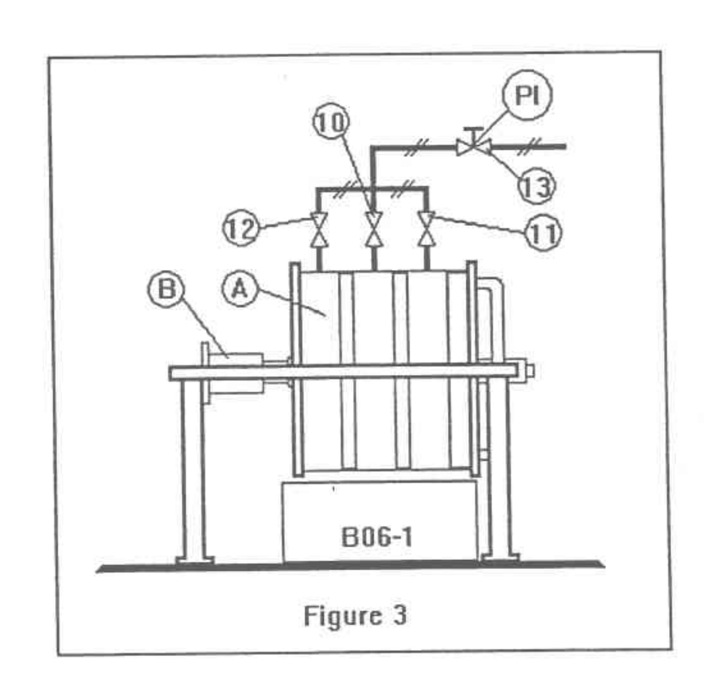
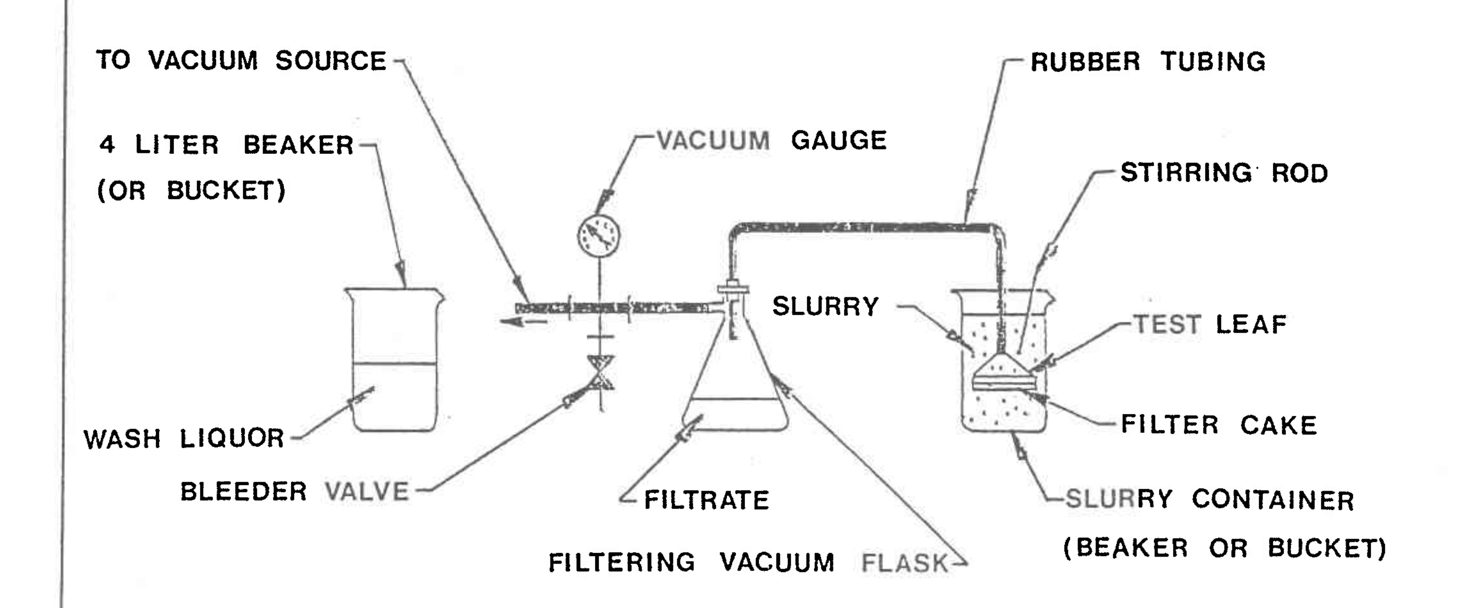


Figure 3

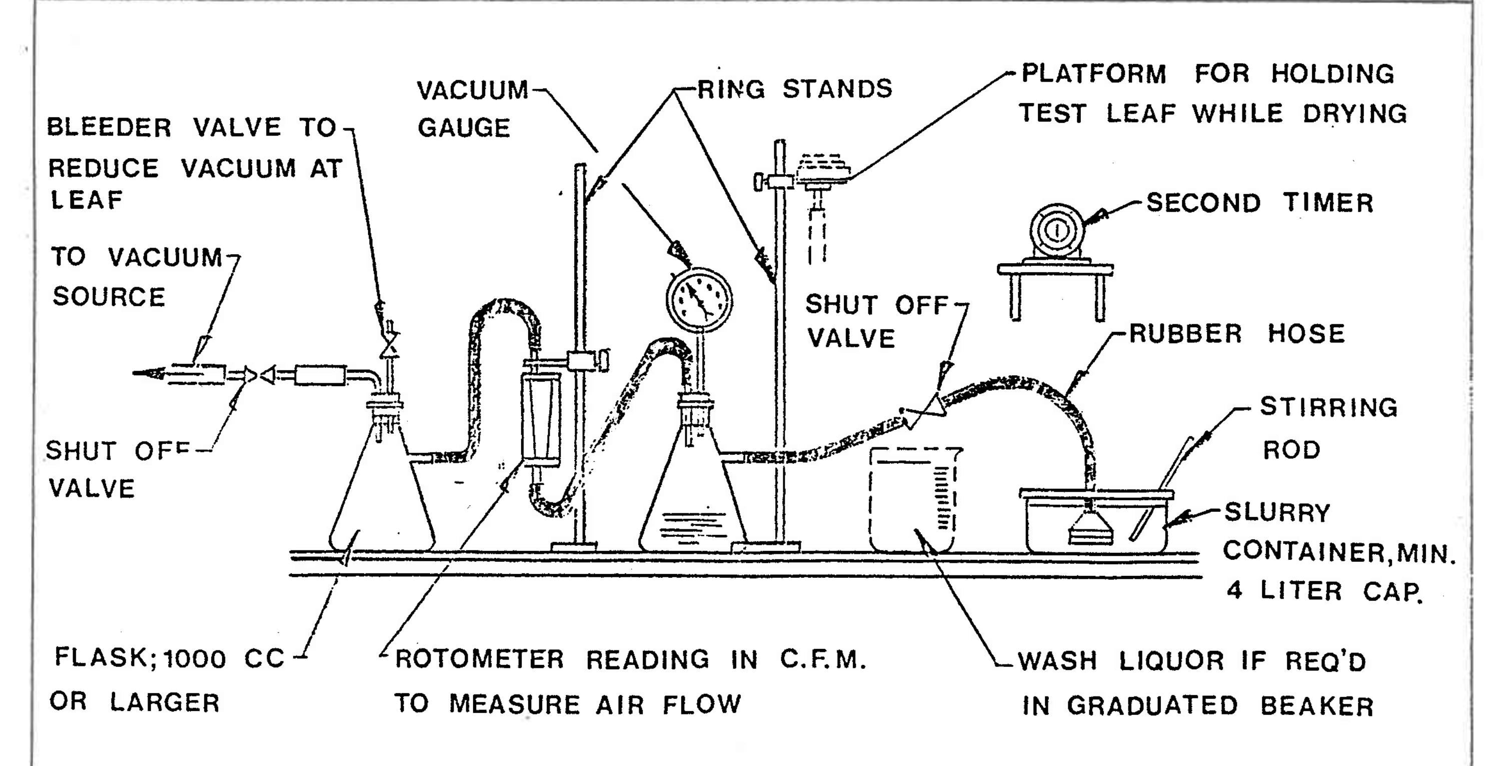
ANNEXE B

SCHÉMA DU MONTAGE DU “ LEAF TEST KIT ”

KSM029.1-05.0-07.0 DOCUMENT NUMBER	Appendix SECTION TITLE	4/76 DATE	EDS INITIALS



A. BASIC REQUIREMENTS



B. LABORATORY SETUP

FIGURE 6
LEAF TEST APPARATUS

ANNEXE C

PROTOCOLE DU TEST DE LIXIVIATION TCLP

Ce chapitre a dû être retiré de la version électronique en raison de restrictions liées au droit d'auteur.

Ed. Note: For the reader's convenience, Part 261, Appendix II is provided below:

Appendix II—Method 1311 Toxicity Characteristic Leaching Procedure (TCLP)

1.0 Scope and Application

1.1 The TCLP is designed to determine the mobility of both organic and inorganic analytes present in liquid, solid, and multiphasic wastes.

1.2 If a total analysis of the waste demonstrates that individual analytes are not present in the waste, or that they are present but at such low concentratic that the appropriate regulatory levels could not possibly be exceeded, the TCLP need not be run.

1.3 If an analysis of any one of the liquid fractions of the TCLP extract indicates that a regulated compound is present at such high concentrations that, ev